Environnement Canada Environment Canada

Rapport sur les essais biologiques de toxicité au moyen d'études sur le gradient de pollution

Port de Sydney

SPE 3/AT/2 - Juillet 2000
Division du milieu marin
Environnement Canada

Canada

SÉRIE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotation :

SPE 3 / HA / 1

Numéro de rapport portant l'identification SPE 3/HA
Code de sujet
Catégorie de rapport
Série de la Protection de l'environnement

Catégories

1	Règlement/Lignes directrices/ Codes de pratiques
2	Évaluation des problèmes et options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Inventaires, examens et enquêtes
6	Évaluations des impacts sociaux, économiques et environnementaux
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AN	Technologie anaérobie
AP	Pollution atmosphérique
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CE	Consommateurs et environnement
CI	Industries chimiques
FA	Activités fédérales
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Produits chimiques inorganiques
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions nordiques et rurales
PF	Papier et fibres
PG	Production d'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
RA	Réfrigération et conditionnement d'air
RM	Méthodes de référence
SF	Traitement des surfaces
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthodes de référence normalisées
TS	Transports
TX	Textiles
UP	Pollution urbaine
WP	Protection et préservation du bois

Des sujets et des codes supplémentaires sont ajoutés au besoin. On peut obtenir une liste des publications de la SPE en s'adressant aux Publications de la Protection de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada (Environnement Canada) 2001

102-01081/

Rapport sur les essais biologiques de toxicité au moyen d'études sur le gradient de pollution – Port de Sydney

par

B.A. Zajdlik
Zajdlik & Associates
R.R.3, Rockwood (Ontario)
N0B 2K0

K.G. Doe
Laboratoire de toxicologie
Environnement Canada
C.P. 23005
Moncton (Nouveau-Brunswick)
C1A 6S8

L.M. Porebski
Division du milieu marin
Environnement Canada
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

Rapport EPS 3/AT/2
Juillet 2000

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque Nationale du Canada

Zajdlik, B.A. (Barry, Alan), 1963-

Rapport sur les essais biologiques de toxicité au moyen d'études sur le gradient de pollution – Port de Sydney

(Rapport ; SPE 3/AT/2)
Publ. aussi en anglais sous le titre : Report on biological toxicity tests using pollution gradient studies – Sydney Harbour.
ISBN 0-660-96515-1
No de cat. En49-24/1-50F

1. Écotoxicologie – Nouvelle-Écosse – Sydney, Havre de.
2. Hydrobiologie -- Nouvelle-Écosse – Sydney, Havre de – Methodologie.
3. Toxicité -- Nouvelle-Écosse – Sydney, Havre de. – Méthodologie.
4. Déchets – Élimination dans la mer – Aspect de l'environnement – Nouvelle-Écosse – Sydney, Havre de.

I. Doe, K.G. (Kenneth G.)
II. Porebski, L.M. (Linda M.)
III. Canada. Environnement Canada.
IV. Canada. Division du milieu marin.
V. Coll. : Rapport (Canada. Environnement Canada) ; SPE 3/AT/2.

QH90.8.T68Z32 2001 363.739'463'463'097169 C2001-980122-X

Photo de la page couverture : Port de Sydney Source : P. Topping

Commentaires des lecteurs

Les commentaires sur le contenu du présent rapport devraient être transmis à :

Linda M. Porebski
Conseillère en sédiments marins
Division du milieu marin
Environnement Canada
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

This publication is also available in English. To obtain a copy, contact:

Environmental Protection Publications
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Avis d'examen

Le présent rapport a été examiné par le personnel de la Division du milieu marin d'Environnement Canada et approuvé en vue de sa publication. La mention des noms de commerce ou des produits commerciaux ne constitue pas une recommandation ou une approbation par Environnement Canada de leur emploi.

Résumé

Des essais biologiques de toxicité (portant sur la survie, la fertilisation, la croissance, la photoluminescence et la bioaccumulation), la composition chimique des sédiments et de l'eau interstitielle et la structure de la communauté benthique ont été examinés le long d'un gradient de pollution connu dans le port de Sydney, Nouvelle-Écosse, Canada. Les principaux contaminants étaient les HAP, les BPC et les métaux lourds. Les relations entre les essais de toxicité, la composition chimique et la structure benthique dans les différentes stations ont été examinées. L'étude avait pour but principal d'évaluer les critères provisoires d'interprétation du Programme d'élimination des déchets en mer d'Environnement Canada pour chacun des essais de toxicité et de bioaccumulation. Pour ce faire, on a comparé les décisions réussite-échec prises à l'aide des critères actuels d'interprétation, pour la batterie d'essais, les lignes directrices concernant les substances chimiques et la structure de la communauté benthique dans les stations. Son but secondaire consistait à définir les autres besoins en recherche ou les améliorations à apporter pour mieux utiliser la batterie d'essais de toxicité du programme. La plupart des essais de toxicité ont permis de différencier les sites plus contaminés et les sites de référence; pour certains, il existait de très bonnes corrélations avec les principaux contaminants ou les communautés benthiques, ou les deux à la fois, mais en général, les trois ensembles de données n'étaient pas corrélés de façon significative. Les facteurs non contaminants (l'ammoniac, l'humidité, la classe granulométrique, etc.) étaient souvent corrélés avec les réactions aux essais, quoique moins qu'avec les contaminants, ce qui a semblé indiquer la nécessité continue de mesurer et d'évaluer la contribution relative de ces facteurs aux résultats des essais.

Le choix des sites de référence a semblé très important pour déterminer si une station « satisfaisait ou non » aux critères du programme, ce qui a indiqué qu'il fallait peaufiner les critères des sites de référence. En général, les essais portant sur la survie des amphipodes, la bioaccumulation dans les bivalves et les bactéries luminescentes ont donné de bons résultats, et les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité ont porté à croire qu'il existait une concentration produisant un effet probable pour cet ensemble de données. La probabilité de l'observation d'effets toxiques, calculée à l'aide des quotients moyens des concentrations produisant un effet probable, concordait avec la proportion des essais biologiques se soldant par un échec. Les essais de fertilisation des échinides et de croissance des polychètes n'ont pas semblé bien corrélés avec les résultats pour les analyses chimiques et le benthos. Ces essais nécessiteront une recherche plus poussée. L'étude a aussi démontré que la composition chimique de l'eau interstitielle pouvait être un autre outil valable pour mesurer la toxicité des sédiments et que la mesure des HAP totaux peut remplacer avantageusement celle de chacun de ces composés.

Abstract

Biological toxicity tests (responses included survival, fertilization, growth, photoluminescence, and bioaccumulation), sediment and pore water chemistry, and benthic community structure were examined along a known pollution gradient in Sydney Harbour, Nova Scotia, Canada. Major contaminants were PAHs, PCBs, and heavy metals. Relationships between toxicity tests, chemistry, and benthic structure at the different stations were examined. The primary purpose of the study was to assess Environment Canada's Disposal at Sea Program's interim interpretation criteria for each of the toxicity and bioaccumulation assays. This was done by comparing the pass/fail decisions made using current interpretation criteria, for the assays in the battery with chemical guidelines and with the benthic community structure at the stations. A secondary purpose of the study was to identify additional research needs, or refinements to better use the toxicity test battery within the program. Most of the toxicity tests distinguished between the more contaminated sites and the reference sites, some with very good correlations to the major contaminants or the benthic community, or both, although as a whole the three data sets were not significantly correlated. Non-contaminant factors (ammonia, moisture, grain size, etc.) were often correlated with test responses, although to a lesser degree than with contaminants, suggesting a continued need to measure and assess the relative contribution of these factors to the test results.

The choice of reference sites appeared to be critical to whether a station would have "passed or failed" according to program criteria, suggesting that further work on reference site criteria is needed. Amphipod survival, bivalve bioaccumulation, and luminescent bacterial tests, in general, performed well and the interim biological toxicity test interpretation criteria reflected a probable effect level for this data set. The probability of observing toxicity, estimated using mean probable effect level quotients, concurred with the proportion of biological tests actually failing. Echinoid fertilization tests and polychaete growth tests did not appear well correlated with the chemical and benthic results. These tests will require additional research. Other findings of the study were that porewater chemistry may be a valuable addition to the suite of tools used to measure sediment toxicity, and that total PAHs provide a good surrogate for individual PAH measurements.

Table des matières

Résumé v
Abstract vi
Liste des tableaux x
Liste des figures xi
Remerciements xii
Liste des abréviations xiv

Section 1
Introduction 1
1.1 But et objectifs 4
1.2 Nomenclature et conventions 5

Section 2
Matériels et méthodes 7
2.1 Choix des sites 7
2.2 Prélèvement des échantillons 7
2.2.1 Positionnement des sites 7
2.2.2 Méthodes d'échantillonnage 7
2.2.3 Homogénéisation, stockage et transport des échantillons 8
2.3 Méthodes employées pour les essais biologiques de toxicité 8
2.3.1 Manipulation des données 8
2.3.2 Analyses de la côte est 9
2.3.2.1 Essais de toxicité pour les amphipodes 9
2.3.2.2 Essais sur la survie et la croissance des polychètes 10
2.3.2.3 Essai d'inhibition de la fertilisation des échinides 11
2.3.2.4 Essai de bioaccumulation dans *Macoma nasuta* 11
2.3.3 Analyses de la côte ouest 12
2.3.3.1 Essais de toxicité pour les amphipodes 12
2.3.3.2 Essais sur la survie et la croissance des polychètes 13
2.3.3.3 Essai de toxicité aiguë pour une bactérie marine photoluminescente 14
2.3.3.4 Essais d'inhibition de la fertilisation des échinides 15
2.4 Examen des macroinvertébrés benthiques 15
2.4.1 Manipulation des données 16
2.4.2 Présentation des données 16
2.5 Analyses chimiques et physiques des sédiments 16
2.5.1 Manipulation des données 16
2.5.2 Potentiel d'oxydoréduction, ammoniac et sulfures 16
2.5.3 Concentrations des métaux dans les sédiments 17
2.5.4 Concentrations des métaux dans l'eau interstitielle 17
2.5.5 Concentrations des composés organiques dans les sédiments 17
2.5.6 Concentrations des composés organiques dans l'eau interstitielle 17
2.5.7 SAV et MES 17
2.6 Tests des hypothèses 17

Section 3
Observations et résultats des essais biologiques de toxicité 18
3.1 Essais biologiques de toxicité 18
3.1.1 Essais de toxicité aiguë des sédiments pour les amphipodes marins 18

3.1.2 Essai de toxicité sublétale pour l'inhibition du métabolisme d'une bactérie marine 20
3.1.3 Essai de toxicité sublétale des sédiments pour les polychètes marins 21
3.1.4 Essai de toxicité sublétale pour l'inhibition de la fertilisation des échinides 22
3.1.5 Graphiques récapitulatifs et statistiques sommaires pour les essais biologiques de toxicité 24
3.1.6 Essai de bioaccumulation dans les bivalves 25
3.2 Examen des macroinvertébrés benthiques 28
3.3 Résumé des réactions biologiques existantes 28
3.4 Validité des sédiments pour essai et des essais biologiques de toxicité 31
3.4.1 Acceptabilité des méthodes d'essai pour les amphipodes marins et estuariens 31
3.4.2 Acceptabilité des sédiments pour essai à des fins de comparaison avec le site de référence 31
3.4.3 Critères de validité d'un essai spécifiques aux espèces 32
3.5 Cote réussite-échec des stations 32
3.6 Analyses physiques et chimiques des sédiments 35
3.6.1 Résumé des mesures physiques et chimiques disponibles 35

Section 4
Tests des hypothèses 40
4.1 H1 : Homogénéité des facteurs confondants 40
4.2 H2 : Prédiction des réactions aux essais biologiques de toxicité 45
4.2.1 Corrélation entre les variables indépendantes 45
4.2.2 Modélisation informatisée des réactions aux essais biologiques de toxicité 46
4.2.3 Modélisation par consensus des réactions aux essais biologiques de toxicité 50
4.2.3.1 *Amphiporeia virginiana* 50
4.2.3.2 *Eohaustorius estuarius* 50
4.2.3.3 *Eohaustorius washingtonianus* 51
4.2.3.4 *Rhepoxynius abronius* 51
4.2.3.5 *Dendraster excentricus* 52
4.2.3.6 *Lytechinus pictus* 52
4.2.3.7 *Boccardia proboscidea* 52
4.2.3.8 *Polydora cornuta* 52
4.2.3.9 Bactéries photoluminescentes 53
4.2.3.10 Résumé de la modélisation par consensus des réactions aux essais biologiques de toxicité 53
4.2.4 Modélisation pour la bioaccumulation tissulaire 54
4.3 H3 : Les essais biologiques de toxicité donnent-ils les mêmes résultats dans les sites? 55
4.4 H4 : La série d'essais biologiques de toxicité fournit-elle une interprétation uniforme de l'état du sédiment? 55
4.4.1 H4a : Tous les essais biologiques de toxicité caractérisent-ils l'échantillon de la même façon? 57
4.4.1.1 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement aux sédiments de contrôle 57
4.4.1.2 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement au port de St. Ann 58
4.4.1.3 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement à la station de référence numéro 12 58
4.4.2 H4b : Les essais biologiques de toxicité classent-ils les stations de la même façon? 59
4.5 H5 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque les CSE et les CEP sont dépassées? 61
4.6 H6 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque c'est le cas pour la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*? 63
4.7 H7 : Les trois méthodes d'évaluation caractérisent-elles les sédiments de la même façon? 65

4.8 H8 : Quel est le degré de corrélation entre les trois ensembles de données? 65
4.8.1 Comparaison heuristique des ordinations 68
4.8.2 Comparaison des trois méthodes d'évaluation 69
4.9 H9 : Les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité peuvent-ils être ajustés de façon à correspondre aux évaluations de la qualité des sédiments fondées sur la structure de la communauté benthique ou sur les RQS ou les RPQS? 69

Section 5
Résumé des tests des hypothèses 71

Section 6
Discussion 75
6.1 Détermination de l'efficacité des essais biologiques de toxicité 75
6.1.1 Essais de toxicité aiguë pour la survie 75
6.1.2 Essais de toxicité sublétale 75
6.1.3 Essais de bioaccumulation 76
6.2 Paramètres physiques et chimiques des sédiments 76
6.2.1 CEP/CSEP et essais biologiques de toxicité 76
6.2.2 Composition chimique de l'eau interstitielle et des sédiments 76
6.2.3 Mesure des HAP totaux par opposition aux HAP individuels 77
6.3 Choix des stations de référence 77
6.4 Stations de référence par opposition aux stations de contrôle 79
6.5 Comparaison des trois méthodes de caractérisation des sédiments 79
6.5.1 Critères d'interprétation 80
6.5.2 Décisions réussite-échec 80
6.6 Suivi 81

Bibliographie 83

Annexe A
Données de terrain 87

Annexe B
Données brutes sur les essais de toxicité et la bioaccumualtion 95

Annexe C
Données sur les corrélations des rangs 108

Liste des tableaux

1 Résumé des essais biologiques envisagés à des fins de réglementation 2
2 Résumé des réactions moyennes aux essais biologiques 25
3 Résumé des concentrations tissulaires moyennes de métaux dans *Macoma nasuta* (en µg/g de poids sec) 27
4 Résumé des réactions biologiques existantes 30
5 Limites d'application propres aux espèces pour la méthode de référence 31
6 Résumé des limites d'application de la classe granulométrique 31
7 Résumé des pourcentages obligatoires de survie dans les sédiments témoins 33
8 Critères provisoires d'interprétation 33
9 Résumé des essais de toxicité des sédiments se soldant par un échec 34
10 Décisions théoriques réussite-échec (R-E) fondées sur les résultats obtenus pour les échantillons répétés de terrain 35
11 Résumé des variables des sédiments 36
12 Résumé des variables de l'eau interstitielle 38
13 Résumé des mesures physiques et chimiques disponibles 39
14 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : toutes les stations 41
15 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : port de St. Ann retranché 41
16 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : station de référence numéro 12 retranchée 42
17 Résumé des corrélations des rangs entre les variables réduites des sédiments, $|r| \geq 0{,}90$ 47
18 Résumé des corrélations des rangs entre les variables réduites de l'eau interstitielle, $|r| \geq 0{,}90$ 47
19 Résumé de la régression des réactions aux essais biologiques de toxicité sur les variables des sédiments et de l'eau interstitielle 49
20 Résumé de la corrélation entre les variables indépendantes potentielles 53
21 Résumé de la modélisation des réactions aux essais biologiques de toxicité 54
22 Résumé de la régression des concentrations tissulaires de contaminants sur les variables des sédiments et de l'eau interstitielle 56
23 Résumé des tests d'égalité de la variance 57
24 Résumé des coefficients de variation pour les substances toxiques de référence 57
25 Résumé de la cote réussite-échec des stations relativement aux sédiments de contrôle 59
26 Résumé de la cote réussite-échec des stations relativement au port de St. Ann 59
27 Résumé de la cote réussite-échec des stations relativement à la station de référence numéro 12 60
28 Résumé des comparaisons multiples entre les essais biologiques de toxicité 60
29 Résumé des contaminants des sédiments dont les CEP et les CSE sont spécifiées dans les RPQS 62
30 Comparaison des quotients moyens des CEP et de la toxicité observée 63
31 Ensemble de données sur les échantillons 63
32 Résumé des tests de corrélation entre les proportions des stations qui échouent à la méthode d'évaluation 63
33 Concordance entre les caractérisations des stations par la structure de la communauté benthique et les essais biologiques de toxicité 66
34 Résumé des cotes réussite-échec des stations en fonction de tous les critères 66
35 Résumé des ordinations 70
36 Résultats des comparaisons faites au moyen du test de Mantel 70
37 Résumé des tests des hypothèses 71

Liste des figures

1 Points d'échantillonnage dans le port de Sydney 3
2 Pourcentage de survie d'*Amphiporeia virginiana* 18
3 Pourcentage de survie de *Rhepoxynius abronius* 19
4 Pourcentage de survie d'*Eohaustorius washingtonianus* 19
5 Pourcentage de survie d'*Eohaustorius estuarius* 20
6 Inhibition de la lumière émise par les bactéries photoluminescentes 20
7 Pourcentage de survie de *Polydora cornuta* 21
8 Croissance de *Polydora cornuta* 21
9 Pourcentage de survie de *Boccardia proboscidea* 22
10 Croissance de *Boccardia proboscidea* 22
11 Pourcentage de fertilisation de *Dendraster excentricus* 23
12 Pourcentage de fertilisation de *Lytechinus pictus* 23
13 Réactions proportionnées aux essais biologiques 24
14 Pourcentage de survie de *Macoma nasuta* 25
15 Concentrations tissulaires de BPC dans *Macoma nasuta.* 26
16 Concentrations tissulaires de HAP dans *Macoma nasuta* 26
17 Concentrations tissulaires de métaux dans *Macoma nasuta.* 27
18 Diversité de la communauté de macroinvertébrés benthiques 28
19 Abondance de la communauté de macroinvertébrés benthiques 29
20 Indices de structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques 29
21 Caractéristiques physiques des sédiments 42
22 Potentiel d'oxydoréduction en fonction des stations 43
23 pH de l'eau interstitielle en fonction des stations 43
24 Teneur en ammoniac de l'eau interstitielle en fonction des stations 44
25 Teneur en ammoniac des sédiments en fonction des stations 44
26 Teneur en sulfures des sédiments en fonction des stations 45
27 Graphique des cotes pour l'abondance des macroinvertébrés benthiques 64
28 Graphique des cotes pour les variables physiques et chimiques des sédiments 67
29 Graphique des cotes pour les réactions aux essais biologiques 68

Remerciements

Le présent document a été rédigé par Barry Zajdlik, de Zajdlik and Associates, avec l'aide de Ken Doe et de Linda Porebski, d'Environnement Canada. Le projet a été planifié et exécuté par Linda Porebski, avec l'aide sur le terrain de Paul Topping et d'Adrian MacDonald, d'Environnement Canada, de Steve Devitt et d'Éric Garnier, d'Arenicola Marine, ainsi que de John Simic et de Floyd Patttengale, capitaine et propriétaire du « M. V. Katherine G ».

Les essais de toxicité ont été effectués par le personnel d'Environnement Canada : Ken Doe et Paula Jackman, dans la région de l'Atlantique, ainsi que Graham van Aggelen et Michelle Fennell, dans la région du Pacifique et du Yukon. L'analyse de la communauté benthique a été faite par Pat Pocklington, d'Arenicola Marine.

Barry Hargrave, du ministère des Pêches et de Océans, a donné des conseils sur le prélèvement d'ammoniac, de sulfure et le potentiel d'oxydo-reduction.

Les analyses chimiques ont été supervisées par James Doull et Stewart Yee, d'Environnement Canada. L'analyse des SAV a été faite par Dundas Environmental Consulting Inc.

Barry Zajdlik s'est chargé de l'analyse et de l'interprétation des données.

Le financement a été fourni par Jim Osborne, d'Environnement Canada, dans le cadre du Fonds de recherche pour l'immersion des déchets en mer.

Certaines sections du présent document ont aussi été tirées des rapports inédits des collaborateurs suivants, auxquels nous exprimons notre vive reconnaissance :

Steve Devitt. Le texte de la section 2.2 est tiré de : Devitt, S. 1997. Field activity report for collection of marine sediments from Sydney Harbour. Préparé pour M^{me} L. Porebski, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa (Ont.).

Paula Jackman et Ken Doe, Environnement Canada, Région de l'Atlantique. Examen du document. Le texte des sections 2.3.2.1 à 2.3.2.4 est tiré de : Jackman, P. et K.G. Doe. 1997. Toxicity of Sediments from Sydney Harbour, N.S. – Results of the 1997 Pollution Gradient Study, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Moncton (N.-B.) (Rapport inédit).

Michelle Fennell et Graham van Aggelen , Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. Essais biologiques de toxicité. Le texte des sections 2.3.3.1 à 2.3.3.4 est tiré de : Fennell, M. et G. van Aggelen, « Biological Assessment of Sediments Collected from Sydney Harbour, Nova Scotia : Site of the 1997 Pollution Gradient Study Conducted by Environment Canada's National Disposal at Sea Program. » (Rapport inédit).

Pat Pocklington, Arenicola Marine. Le texte de la section 2.4.2 est tiré de : Arenicola Marine. 1997. Sample collection and analysis for benthic community structure : Sydney Harbour, NS, July 1997.

Merci à tous les collaborateurs, et en particulier à nos examinateurs, qui nous ont formulé de nombreuses observations utiles sur le document et les méthodes.

Scott Carr, U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Corpus Christi, Texas

Chris Ingersoll, U.S. Geological Survey, Columbia Environmental Research Centre, Columbia, Missouri

Deanna Lee, Environnement Canada, Immersion en mer, North Vancouver (Colombie-Britannique)

Ed Long, National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division, Seattle, Washington

Liste des abréviations

BPC	biphényles polychlorés
CEP	concentrations produisant un effet probable
COT	carbone organique total
CSE	concentrations seuils sans effet prévu
EC	Environnement Canada
Eh	potentiel d'oxydoréduction
EPA	Environmental Protection Agency
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
IC25, IC50	concentration inhibitrice à 25 % ou 50 %
MES	métaux extraits simultanément
pH	potentiel d'hydrogène
ppk	parties par mille
RPQS	recommandation provisoire pour la qualité des sédiments
RQS	recommandation pour la qualité des sédiments
SAV	sulfures acides volatils

Introduction

Le présent document constitue la deuxième étude sur les gradients de pollution réalisée dans le cadre du Programme d'immersion en mer d'Environnement Canada. On y examine le rendement sur le terrain des méthodes chimiques et biologiques proposées pour l'évaluation des sédiments marins à immerger en mer. Les essais de toxicité et de bioaccumulation, la composition chimique des sédiments et de l'eau interstitielle et la structure de la communauté benthique ont été examinés le long d'un gradient connu de pollution par les HAP dans le port de Sydney, Nouvelle-Écosse, Canada. Les relations entre ces éléments dans les différentes stations ont été examinées. L'étude avait pour but principal d'évaluer les critères provisoires d'interprétation du programme pour la batterie d'essais de toxicité et de bioaccumulation. Pour ce faire, on a comparé l'évaluation de la qualité des sédiments au moyen des critères actuels d'interprétation avec celle faite à l'aide des autres essais de la batterie, les lignes directrices concernant les substances chimiques et l'évaluation de la structure de la communauté benthique dans les stations. Le rapport étudie aussi l'utilisation des Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments au Canada (CCME, 1999) comme des repères chimiques et la pertinence d'autres méthodes chimiques d'évaluation, en relation avec les réactions aux essais de toxicité et les effets sur la structure de la communauté benthique.

Au Canada, l'immersion en mer est réglementée par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), 1999. Avant qu'un permis ne soit accordé, le matériel est évalué conformément à un système international d'évaluation des déchets (EC, 1995c), dont l'une des étapes est la caractérisation des propriétés physiques, chimiques et biologiques des déchets. Environnement Canada met actuellement la dernière main à une démarche par niveaux pour ce processus de caractérisation des déchets (EC, 1995c).

Au niveau 1, on fera probablement appel, pour les concentrations de dépistage, à un ensemble de recommandations pour la qualité des sédiments au Canada (les concentrations seuils sans effet prévu, ou CSE), créé à partir des bases de données sur la présence simultanée de substances, où des données chimiques et biologiques synoptiques sont évaluées du point de vue de la probabilité des effets. Les concentrations seuils sans effet prévu indiquent les concentrations de substances chimiques auxquelles aucun effet biologique nocif n'est prévu. Les concentrations supérieures à ces critères nécessitent une évaluation de niveau 2 de la qualité des sédiments comportant des essais de toxicité et de bioaccumulation.

La batterie choisie comprend un essai de toxicité aiguë pour les amphipodes, trois essais de toxicité sublétale et un essai de bioaccumulation (tableau 1) (EC, 1992a, b, c; USEPA, 1993). Si les résultats des essais de toxicité ou de bioaccumulation sont négatifs pour les sédiments ou des déchets, on peut envisager pour ces derniers l'élimination en haute mer, ce qui n'est pas le cas si les résultats de plus d'un essai (ou de l'essai de toxicité aiguë) sont positifs. Des critères d'interprétation (réussite-échec) à utiliser pour les essais ont été proposés (tableau 9), mais ils doivent être validés sur le terrain (Stebbing, Dethlefsen et Carr, 1992). L'utilisation de recommandations pour la qualité des sédiments à la concentration produisant un effet probable (CEP) (la concentration à laquelle des effets se produiront probablement si elle est dépassée) pour rejeter les sédiments est possible sans toutefois être envisagée pour le moment. Par contre, dans la présente étude, les concentrations produisant un effet probable servent de repères chimiques pour aider au choix des stations d'échantillonnage.

Pour le plan de l'étude, on s'est inspiré de la méthode de l'analyse triple des sédiments (Chapman, 1992; Stebbing, Dethlefsen et Carr, 1992). Comme les conclusions déduites de

Tableau 1 Résumé des essais biologiques envisagés à des fins de réglementation

Essai/Espèce	Type d'organisme	Type d'essai	Réaction
Amphiporeia virginiana	amphipode	sédiment	Pourcentage de survie
Eohaustorius washingtonianus	amphipode	sédiment	Pourcentage de survie
Eohaustorius estuarius	amphipode	sédiment	Pourcentage de survie
Rhepoxynius abronius	amphipode	sédiment	Pourcentage de survie
Microtox® (en phase solide, valeurs corrigées pour l'humidité)	bactérie	sédiment	Changement dans la luminescence
Macoma nasuta	bivalve	sédiment	Pourcentage de survie, bioaccumulation
Dendraster excentricus	échinoderme	eau interstitielle	Pourcentage de fertilisation
Lytechinus pictus	échinoderme	eau interstitielle	Pourcentage de fertilisation
Boccardia proboscidea	polychète	sédiment	Pourcentage de survie, vitesse de croissance
Polydora cornuta	polychète	sédiment	Pourcentage de survie, vitesse de croissance

chaque élément de l'analyse peuvent être complémentaires, contradictoires ou non informatives, une méthode fondée sur le poids de la preuve a été employée pour évaluer relativement la qualité des sédiments expérimentaux. On a pensé que cette méthode pourrait être utilisée à l'appui des critères d'interprétation des essais de toxicité promulgués par Environnement Canada.

Des facteurs comme le carbone organique total, la dimension des particules, la profondeur, l'ammoniac et les sulfures peuvent influer sur les réactions des organismes dans les essais en laboratoire et sur la structure de la communauté benthique *in situ*. On s'est donc efforcé de choisir des stations expérimentales possédant des propriétés géophysiques et chimiques semblables afin d'atténuer les effets de ces facteurs confondants connus. Il fallait aussi qu'il y ait dans le site un important gradient chimique afin que les stations où les concentrations sont inférieures aux CSE (les stations de référence), les stations où les concentrations se situent entre les CSE et les CEP (effets intermédiaires) et celles où les concentrations sont supérieures aux CEP (effets probables) puissent être évaluées. Des sites potentiels en Colombie-Britannique, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique ont été examinés.

Pour les études de gradient, deux sites ont été choisis : l'un, dans le port de Belledune, Nouveau-Brunswick, où le gradient de pollution était surtout dû aux métaux, et l'autre, dans le port de Sydney, Nouvelle-Écosse, où il s'agissait principalement d'un gradient de contaminants organiques. Le présent document porte seulement sur les données concernant le port de Sydney. Les résultats de la première étude réalisée dans le port de Belledune sont présentés dans un rapport technique (Porebski *et al.*, 1998) ou dans une publication moins importante (Porebski *et al.*, 1999).

Les principaux contaminants du port de Sydney proviennent surtout des effluents des fours à coke rejetés dans le ruisseau Muggah, à l'embouchure du bras sud du port (Matheson *et al.*, 1983). L'étude sur le choix d'un site réalisée en 1994 a indiqué que le port de Sydney (figure 1) fournirait un bon gradient de HAP fondé sur des données historiques. Des gradients de BPC, de cadmium, de zinc, de nickel et de cuivre ont aussi été relevés. Des études effectuées en 1980 et 1981 ont démontré la bioaccumulation des HAP le homard (BEAK Consultants Ltd., 1996).

En novembre 1996, une étude préliminaire a été menée dans les bras nord et sud du port de

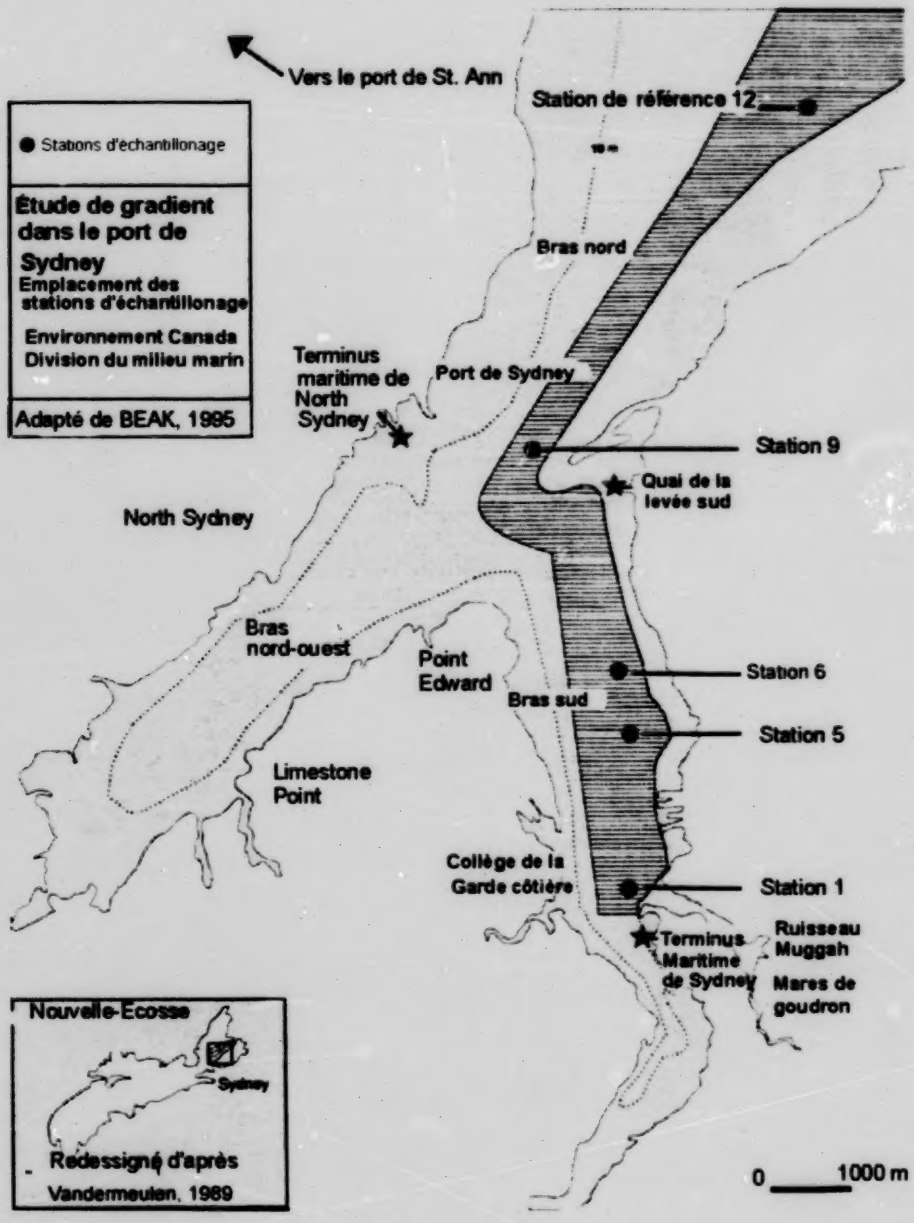


Figure 1 **Points d'échantillonnage dans le port de Sydney**

Sydney pour aider à choisir des stations expérimentales le long du gradient. On fait des analyses chimiques, déterminé la distribution granulométrique des particules, dosé le COT et l'ammoniac, effectué des essais Microtox® en phase solide et des essais Toxichromopad® dans le cas de 12 stations expérimentales et de quatre stations de référence potentielles. Les résultats ont clairement démontré la présence d'un gradient de HAP (allant de 196 à <1 μg/g) dimimuant en fonction de la distance de lembouchure du ruisseau Muggah dans les bras sud aux stations 1 à 12. L'étude a aussi démontré que la luminescence observée dans les essais Microtox® augmentait le long d'un gradient allant de la station la plus contaminée (1) à la moins contaminée (12). Les paramètres physiques n'étaient pas homogènes le long du gradient. Dans les sédiments, la dimension des particules augmentait et la teneur en COT diminuait le long du gradient, mais on n'a pas trouvé de meilleur site. La prodfondeur variait entre 10 et 20 mètres mais n'était pas prportionnelle au gradient.

1.1 But et objectifs

La présente étude cherche à savoir :

- si les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité sont convenables;
- quelle est l'influence des facteurs confondants (le COT, la teneur en humidité, la dimension des particules, le potentiel d'oxydoréduction, la teneur en ammoniac des sédiments et de l'eau interstitielle, le pH de l'eau interstitielle et les sulfures) sur l'interprétation des essais biologiques de toxicité;
- si les espèces recommandées à des fins de réglementation sont convenables;
- quelle est la relation entre la composition chimique des sédiments et les résultats des essais biologiques de toxicité;
- quelle est la relation entre la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ* et les résultats des essais biologiques de toxicité.

Une série d'hypothèses traduisant les objectifs de l'étude ont été avancées. Elles examinent les questions soulevées par l'interprétation des cotes réussite-échec attibuées aux sédiments au moyen de trois méthodes d'évaluation : la composition chimique des sédiments, les essais biologiques de toxicité et la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques. Ce sont les suivantes :

- **H1 : Les facteurs confondants potentiels sont-ils homogènes dans toutes les stations?** Cette hypothèse est testée pour vérifier si le choix des stations est conforme au but du plan de l'étude consistant à réduire au minimum l'effet des facteurs confondants connus comme le COT, la dimension des particules, l'ammoniac et l'Eh.
- **H2a : Les facteurs confondants influent-ils sur les réactions aux essais biologiques de toxicité?** Si ces facteurs varient considérablement d'une station à l'autre, les différences de réaction peuvent être dues au gradient des HAP ou à des facteurs confondants.
- **H2b : Les réponses aux doses sont-elles prévisibles?** Les hypothèses 2a et 2b sont examinées conjointement au moyen de méthodes de régression. Les variables les plus corrélées avec les réactions aux essais biologiques de toxicité servent à créer des modèles descriptifs.
- **H3 : Un essai biologique de toxicité donne-t-il toujours les mêmes résultats dans un site donné?** D'importantes différences dans la variabilité entre les stations peuvent indiquer l'irrégularité d'un essai ou des différences à petite échelle dans la nature physique ou chimique des sédiments.

- **H4a : Tous les essais biologiques de toxicité caractérisent-ils l'échantillon de la même façon?** Une concordance entre les réactions négatives aux essais biologiques apporte une forte preuve à l'appui d'un effet potentiel. Toutefois, un manque de concordance peut indiquer que les constituants de la batterie fournissent des renseignements complémentaires plutôt que redondants, ce qui est la raison d'être d'une batterie.

- **H4b : Les essais biologiques de toxicité permettent-ils de classer les stations de la même façon?** Étant donné que les critères réussite-échec dichotomisent les résultats des essais de toxicité, une partie des renseignements concernant la sensibilité relative est perdue. Ces renseignements peuvent être récupérés en analysant le classement des stations. Les hypothèses 4a et b posent la question suivante : **La série d'essais biologiques de toxicité donne-t-elle une interprétation uniforme de la qualité du sédiment?**

- **H5 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque les CSE ou les CEP sont dépassées?** Un manque de concordance entre la caractérisation du sédiment par des essais biologiques de toxicité et les RQS ou les RPQS peut nécessiter un ajustement des critères d'interprétation des essais biologiques de toxicité.

- **H6 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque c'est le cas pour la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*?** Un manque de concordance entre la caractérisation des sédiments par des essais biologiques de toxicité et la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ* peut nécessiter un ajustement des critères d'interprétation des essais biologiques de toxicité.

- **H7 : Existe-t-il une concordance dans l'évaluation des effets réels ou potentiels lorsqu'on se fonde sur la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques, les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité et les CEP ou les CSE?** Le degré de concordance dans la classification des sédiments par les trois méthodes de caractérisation équivaut à une comparaison entre les trois ensembles de données utilisant les valeurs brutes (voir H9).

- **H8 : Quel est le degré de corrélation entre les trois ensembles de données?** Le plan de l'étude sur le gradient fait appel à la méthode de l'analyse triple de la qualité des sédiments, dont les éléments sont des essais biologiques de toxicité, les paramètres physiques et chimiques des sédiments et la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*. Le degré de corrélation entre ces ensembles de données est examiné et comparé à la caractérisation réussite-échec des sédiments.

- **H9 : Les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité doivent-ils être ajustés de façon à correspondre aux évaluations de la qualité des sédiments fondées sur la structure de la communauté benthique ou sur les CEP ou les CSE?** Si les tests des hypothèses précédentes indiquent que les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité ne caractérisent pas les sédiments de la même façon que la structure de la communauté benthique *in situ* et les CEP ou les CSE, un ajustement de ces critères peut être envisagé.

1.2 Nomenclature et conventions

L'expression « le long du gradient » parfois utilisée signifie que les stations sont dans l'ordre suivant : station de contrôle, stations 1, 5, 6, 9 et 12, et station du port de St. Ann. On entend par « haut du gradient » les stations les plus à l'intérieur du port de Sydney.

Les échantillons répétés de laboratoire sont des sous-échantillons, et les échantillons répétés de terrain, de véritables échantillons répétés, ou simplement des échantillons répétés. À moins qu'on ne l'indique explicitement, les échantillons répétés de laboratoire ne sont pas utilisés dans les analyses. Dans la mesure du possible, on utilise des échantillons répétés de

terrain, ce qu'on ne peut faire lorsqu'il existe divers niveaux de répétition dans le même ensemble de données, par exemple, un ensemble de données physiques et chimiques combinées. Ordinairement, les variables de l'eau interstitielle sont mesurées une fois seulement, tandis que celles des sédiments le sont plus souvent. L'utilisation d'échantillons répétés de terrain est aussi impossible lorsqu'on ne peut faire correspondre identiquement les variables des sédiments aux échantillons utilisés pour les essais biologiques de toxicité. Les degrés de liberté sont indiqués dans tous les essais afin de préciser le nombre de répétitions dans l'analyse.

Des sédiments du port de Sydney dans un lieu réfrigerée. Source: K. Doe

Matériels et méthodes

2.1 Choix des sites

La présente étude et celle du port de Belledune (Porebski *et al.*, 1998; 1999) ont été réalisées pour évaluer les méthodes employées afin de déterminer la qualité des sédiments en vue de leur immersion en mer. Les deux secteurs (le port de Belledune et celui de Sydney) ont été choisis en raison de leurs gradients connus de métaux et de composés organiques respectivement (BEAK Consultants Ltd., 1996).

Les critères de sélection des sites dans les ports comprenaient l'homogénéité des facteurs non contaminants (c.-à-d. la profondeur, la température, la dimension des particules des sédiments, la salinité, le COT et l'ammoniac), ainsi que la possibilité d'utiliser les sédiments pour les essais biologiques à évaluer. Les stations de référence ont été choisies en fonction des mêmes critères et aussi parce qu'on n'y retrouvait pas les contaminants étudiés. Dans la présente étude, les échantillons ont été prélevés à cinq endroits dans le port de Sydney et à un seul endroit dans le port de St. Ann (voir la figure 1).

2.2 Prélèvement des échantillons

Le texte de la section 4.2 a été tiré du rapport de terrain rédigé par Devitt (1997). L'excursion sur le terrain pour prélever des échantillons de sédiments et des macroinvertébrés benthiques a été effectuée du 10 au 12 juillet 1997.

2.2.1 Positionnement des sites

Le positionnement des stations d'échantillonnage a été réalisé à l'aide d'un système de positionnement global (SPG) portatif Garman 75[MD] et indiqués à l'aide d'une petite bouée ancrée.

Après l'ancrage, les coordonnées des sites ont de nouveau été enregistrées au moyen du SPG Garman 75[MD] et vérifiées à l'aide d'un SPG portatif Trimble[MD]. Les coordonnées des sites sont indiquées dans l'annexe A, le tableau A-1 et la figure 1.

2.2.2 Méthodes d'échantillonnage

Les variables de la qualité de l'eau, y compris la profondeur, la température, la conductivité, la salinité (calculée), le pH, l'oxygène dissous et le potentiel d'oxydoréduction, ont été mesurées toutes les trois minutes à une profondeur de 12 m et à 0,5 m au-dessus des sédiments (voir l'annexe A et le tableau A-2). Un système Hydrolab de surveillance de la qualité de l'eau a été étalonné conformément aux recommandations du fabricant à l'aide d'une solution certifiée pour la conductivité, de solutions tampons de qualité certifiée pour le pH et d'une table d'étalonnage fournie par le fabricant pour l'oxygène dissous et d'un thermomètre étalonné au moyen de celui du National Standards Board pour la température.

Une benne Van-Veen de 0,25 m^2 a servi à prélever les échantillons de sédiments. Après avoir été remontée à la surface à l'aide d'un treuil, la benne a été vidée de son eau et le sédiment a été placé dans un bac à poissons en plastique. Les observations visuelles de l'uniformité et des macroinvertébrés benthiques, ainsi que l'odeur, ont été enregistrées. La température, le potentiel d'oxydoréduction et le

Une benne Van-Veen servant à prélever des sédiments en vue des essais de toxicité et des essais chimique. Source : P. Topping

Échantillonage dans le port de Sydney.
Source : P. Topping

pH ont été mesurés dans les 5 cm de la couche supérieure des sédiments. Un thermomètre de terrain rempli d'alcool a servi à mesurer la température après stabilisation. Le potentiel d'oxydoréduction et le pH ont été mesurés à l'aide d'un millivoltmètre numérique Barnant 20^{MD}, étalonné conformément aux recommandations du fabricant et de solutions tampons de qualité certifiée.

Pour assurer la plus grande homogénéité possible, les échantillons instantanés pour le benthos, les essais de toxicité et les mesures physicochimiques ont été prélevés l'un après l'autre. Pour prélever des échantillons de macroinvertébrés benthiques, on a utilisé une benne Van-Veen de 0,1 m^2. À chacun des sites, cinq échantillons ont été prélevés. Le sédiment et l'eau surnageante ont été placés dans un bac à poissons, puis passés sur un tamis en nylon de 0,5 mm. Le matériel et les macroinvertébrés benthiques ont ensuite été conservés dans une solution tamponnée de formaldéhyde.

2.2.3 Homogénéisation, stockage et transport des échantillons

Les échantillons prélevés pour les essais de toxicité ont été préalablement mélangés à la main au moyen d'une cuiller en acier inoxydable. Les échantillons ont été mélangés jusqu'à ce que l'on obtienne environ 60 L de sédiments pour chacun des trois échantillons répétés à chaque site. L'échantillon répétée a été homogénéisé à l'aide d'une perceuse de ¾ de pouce à deux vitesses munie d'une palette en acier inoxydable. Les échantillons mélangés ont été placés dans des contenants étiquetés à l'avance et numérotés à l'insu, puis stockés dans des glacières contenant des sacs de gel ou dans un gros bac isotherme Xactit contenant de la glace pour le reste de la journée de travail. Les numéros à l'insu étaient les mêmes que dans l'annexe A et figurent au tableau A-3. Des échantillons du sédiment de contrôle (le sédiment où les organismes expérimentaux avaient été prélevés ou élevés) ont aussi été analysés par chaque laboratoire.

Après chaque journée de travail, les échantillons ont été stockés dans un réfrigérateur de plain-pied à une température de 2 à 3°C, à Highland Fisheries Ltd., Glace Bay, Nouvelle-Écosse.

Les échantillons destinés aux analyses chimiques et de toxicité ont été expédiés de Sydney à Moncton (K. Doe, laboratoire d'Environnement Canada à Moncton) et à North Vancouver (S. Yee, laboratoire d'Environnement Canada à North Vancouver). Les échantillons ont été expédiés dans des camions frigorifiques. Ceux envoyés à Moncton ont été reçus dans les trois jours suivant la date d'expédition, mais il y a eu un retard de 13 jours dans le cas des échantillons expédiés à North Vancouver, qui sont arrivés congelés. Pour que les laboratoires de la côte est et de la côte ouest puissent utiliser des sédiments frais, le laboratoire de Moncton a subdivisé chacun des échantillons reçus et a expédié ces sous-échantillons par fret aérien au laboratoire de North Vancouver pour remplacer les sédiments congelés. Les sédiments utilisés pour tous les essais et analyses n'avaient jamais été congelés.

Les échantillons prélevés en vue du dosage des SAV ont été expédiés par fret aérien à Burlington (Annette Lawson, Dundas Environmental Consulting Inc., Burlington, Ontario).

2.3 Méthodes employées pour les essais biologiques de toxicité

2.3.1 Manipulation des données

Les données des essais biologiques de toxicité ont été manipulées comme suit :

- les valeurs non détectées des concentrations tissulaires de BPC ont été remplacées par la limite de détection, soit 0,48 ng/g (BPC);

- les valeurs des concentrations tissulaires de HAP inférieures à la limite de détection ont

été remplacées par la limite de détection spécifique à l'échantillon;

- les valeurs moyennes des concentrations tissulaires de métaux dans les stations 1, 6 et 12 ont été calculées en utilisant deux échantillons répétés de laboratoire, tandis que celles dans les stations 5, 9 et du port de St. Ann l'ont été en utilisant trois échantillons répétés de laboratoire;

- dans les feuilles originales de calcul des données, une note indique qu'il peut y avoir une erreur dans les concentrations tissulaires de métaux à la station 6, sans dire ce qu'elle pourrait être; les données ont été utilisées telles quelles;

- les concentrations tissulaires de Pb inférieures à la limite de détection (4 µg/g) ont été remplacées par la limite de détection pour les échantillons répétés de laboratoire du site de référence de la station 12.

2.3.2 Analyses de la côte est

Ce texte, tiré du rapport de Jackman et Doe (1997), décrit les méthodes employées au laboratoire de toxicologie d'Environnement Canada (LQE, Moncton, Nouveau-Brunswick) pour les essais biologiques de toxicité sur *Amphiporeia virginiana*, *Rhepoxynius abronius*, *Polydora cornuta*, *Boccardia proboscidea*, *Macoma nasuta* et *Lytechinus pictus*.

Les échantillons ont été reçus au laboratoire le 15 juillet 1997. Chacun a été subdivisé et expédié par fret aérien pour remplacer les échantillons envoyés au laboratoire de la côte ouest, qui étaient arrivés congelés. Les autres échantillons ont été placés dans une glacière à 4° C jusqu'à ce qu'ils soient utilisés dans les essais biologiques de toxicité.

Les seaux où se trouvaient les échantillons ont été enlevés de la glacière avant le début de l'essai et leur contenu a été bien homogénéisé. Un sous-échantillon convenable a été préparé pour l'essai et le seau remis dans la glacière jusqu'au prochain essai.

2.3.2.1 Essais de toxicité pour les amphipodes

A. virginiana a été prélevé par le personnel d'Environnement Canada à Martinique Beach, en Nouvelle-Écosse, le 5 août 1997, et expédié le même jour au LQE de Moncton. À l'arrivée, les animaux étaient à une température comprise entre 7 et 12° C; ils ont été acclimatés et maintenus à une température de 10 ± 2° C jusqu'à ce qu'ils soient utilisés dans les essais le 8 août 1997. Les échantillons portant les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87, 100 ainsi que l'échantillon de contrôle numéro 19 (testé trois fois) ont été analysés.

R. abronius a été acheté chez Environment Resolution Services. Les animaux ont été prélevés le 10 juillet 1997 à Whidbey Island, Washington, États-Unis. Ils ont été reçus au LQE de Moncton le 11 juillet 1997, à une température de 16,5° C, et conservés à 15 ± 2° C jusqu'à ce qu'ils soient utilisés pour les essais le 18 juillet 1997. Les échantillons portant les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87, 100 ainsi que l'échantillon de contrôle numéro 1 (testé trois fois) ont été analysés.

Un jour avant le début des essais, les sédiments contenus dans chaque seau de 4 L ont été homogénéisés et des portions de 175 mL ont été introduites dans cinq bocaux à conserves d'un litre en verre. Les bocaux ont ensuite été remplis avec 800 mL d'eau de mer propre (dont la salinité était de 28 ± 2 ‰), recouverts, puis aérés pendant la nuit avec de l'air comprimé exempt d'huile à un débit d'environ 150 mL/min. Les essais ont été effectués conformément à la méthode d'Environnement Canada (1992a).

Le jour suivant, les sédiments contenant les amphipodes ont été passés sur un tamis. Dans chacun des récipients utilisés pour les essais, on a introduit 20 animaux, qui ont été comptés deux fois pour l'assurance de la qualité. Pour les essais, la durée de l'éclairement, fourni par des tubes fluorescents suspendus, a été de 24 heures. Les essais sur *A. virginiana* ont été effectués à 10 ± 1° C et ceux sur *R. abronius* à 15 ± 1° C. Chaque jour, les observations, l'aération et la température ont été vérifiées. Trois fois par semaine, on a contrôlé la température, le pH, la

salinité et l'oxygène dissous d'un sous-échantillon de chaque échantillon. Après dix jours, le contenu de chaque bocal a été passé sur un tamis de 0,5 mm. Les animaux immobiles ont été observés à l'aide d'un microscope à dissection pour déterminer leur survie; les animaux sans mouvement après cinq à dix secondes ont été présumés morts, tout comme les animaux manquants. Pour chaque traitement, l'écart moyen et l'écart-type ont été calculés.

Un essai utilisant une substance toxique de référence, le chlorure de cadmium (CdCl), a été effectué pour chaque lot d'amphipodes exposés à l'eau seulement pendant 96 heures. À l'aide des données sur la survie à chaque concentration expérimentale, la CL50 après 96 heures (la concentration à laquelle 50 % des animaux survivent après une exposition de 96 heures) a été calculée par les méthodes de Stephan (1977).

2.3.2.2 Essais sur la survie et la croissance des polychètes

Les polychètes juvéniles *P. cornuta* utilisés dans cet essai provenaient de cultures en laboratoire de Conrad's Beach, Nouvelle-Écosse, et conservées pendant plusieurs années en laboratoire à 23 ± 2° C. Au début de l'essai, le 30 juillet 1997, les juvéniles étaient âgés de 28 à 30 jours. Les échantillons portant les numéros 6, 36, 57, 66, 68, 92 et l'échantillon de contrôle numéro 32 ont été analysés.

Des polychètes juvéniles *B. proboscidea* âgés de 30 à 32 jours ont été utilisés pour l'essai effectué le 15 août 1997. Ils provenaient de cultures en laboratoire originellement fournies par Environnement Canada (Vancouver, C.-B.) et avaient été conservés en laboratoire pendant plusieurs années. Les échantillons portant les numéros 35, 66, 68, 92 et l'échantillon de contrôle numéro 4 ont été analysés.

Un jour avant le début de l'essai, les sédiments contenus dans chacun des seaux de 4 L ont été homogénéisés et des portions de 175 mL ont été introduites dans cinq bocaux à conserves d'un litre en verre. Les bocaux ont ensuite été remplis avec 800 mL d'eau de mer propre (dont la salinité était de 28 ± 2 %), recouverts, puis aérés pendant la nuit avec de l'air comprimé exempt d'huile à un débit d'environ 150 mL/min. Les essais ont été effectués conformément à l'ébauche de protocole (EC, 1995a).

Le jour suivant, les polychètes ont été enlevés des sédiments où ils se trouvaient. Dans le cas de *P. cornuta*, cinq animaux ont été introduits dans chacun des récipients utilisés pour les essais. Quant à *B. proboscidea*, seulement quatre organismes ont été utilisés en raison d'un manque de juvéniles. Au début des essais, plusieurs juvéniles ont été lavés et séchés à 60° C afin de déterminer le poids initial des animaux. La photopériode pour les essais était de 16 heures, suivie de 8 heures d'obscurité; la salinité était d'environ 30 ± 2 % et la température a été maintenue à 23 ± 1° C pendant toute la durée des essais. Les animaux ont été alimentés trois fois la semaine avec un mélange 1:1 finement broyé d'*Enteromorpha* (macroalgues marines vertes) et de Tetramin® (flocons de poissons commerciaux) à raison de 5 mg par ver. Chaque jour, on a vérifié la température, l'aération et les observations. Trois fois par semaine, on a vérifié le pH, l'oxygène dissous, la température et la salinité d'un sous-échantillon de chaque échantillon. Le septième jour, environ 80 % de l'eau recouvrant le sédiment expérimental a été renouvelée. Les essais ont été terminés après 14 jours et le contenu de chaque bocal a été passé sur un tamis de 0,5 mm. Les polychètes qui n'ont pas été retrouvés à la fin des essais ont été présumés morts. Les animaux immobiles ont été observés à l'aide d'un microscope à dissection pour confirmer leur mort. Tous les polychètes survivants ont été lavés, séchés et pesés. Le pourcentage moyen de survie des polychètes dans tous les échantillons répétés a été calculé. Les poids moyens pour les cinq échantillons répétés de chaque traitement ont été comparés aux poids moyens des vers de contrôle au moyen du Sigma Stat Statistical Program (version 1, Windows, 1994) provenant de Jandel Scientific Software.

Un essai utilisant une substance toxique de référence (CdCl) a été effectué sur *P. cornuta*; les expositions, à l'eau seulement, ont été de 96 heures. À l'aide des données sur la survie à chaque concentration expérimentale, la CL50 après 96 heures a été calculée par les méthodes

de Stephan (1977). Comme il manquait de *B. proboscidea*, aucun essai utilisant une substance toxique de référence n'a été effectué.

2.3.2.3 Essai d'inhibition de la fertilisation des échinides

Les oursins *L. pictus* testés pendant l'étude provenaient du stock de l'EP Laboratory (reçu de Marinus Inc. de Long Beach, Californie, États-Unis, en 1994 et 1996). Les essais ont été effectués le 23 juillet 1997. Les échantillons portant les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87 et 100 ont été analysés.

Deux sous-échantillons de 250 mL de chaque sédiment ont été centrifugées à 3 000 tours par minute pendant 15 minutes. Les liquides surnageants ont été réunis et centrifugés pendant 15 autres minutes à 3 000 tours par minute. La température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous ont été mesurés dans l'eau interstitielle. Quatre échantillons répétés d'une série de dilutions de chaque eau interstitielle ont été préparés. L'essai a été effectué conformément à la méthode d'Environnement Canada (1992b). On a injecté aux oursins 1 mL d'une solution 0,5 *M* de chlorure de potassium (KCl) afin d'induire le frai. Les œufs produits par toutes les femelles ont été réunis et la concentration a été ajustée à 2 000 œufs/mL. Le sperme de tous les mâles a été réuni au moyen de la technique du frai « sec », puis stocké dans une fiole sur la glace. Un ratio fixe « sperme/oeuf » de 20 000:1 a été utilisé pour obtenir une fertilisation de 90 % dans les contrôles. Le sperme a été activé immédiatement avant le début de l'essai.

Le volume utilisé pour l'essai était de 10 mL et la température de 20 ± 1° C. Le sperme a été exposé aux solutions expérimentales pendant 10 minutes, puis le sperme et les œufs ont été exposés pendant 10 minutes de plus. On a alors mis fin à l'essai en utilisant 2 mL de formaline à 10 % par échantillon répété. Dans chaque échantillon, 100 œufs ont été examinés pour déterminer le pourcentage de fertilisation. Les données sur le pourcentage de fertilisation dans chaque concentration d'eau interstitielle ont servi à calculer la CI50 et la CI25 pour chaque sédiment. La méthode d'interpolation linéaire utilisée dans le programme ICPIN de Norberg-King (1993) a été employée pour calculer la valeur des paramètres.

Un essai utilisant une substance toxique de référence, le sulfate de cuivre ($CuSO_4$), a été effectué en même temps que les essais de toxicité de l'eau interstitielle. Les CI50 ont été calculées par la méthode de l'interpolation linéaire du programme ICPIN (Norberg-King, 1993).

2.3.2.4 Essai de bioaccumulation dans Macoma nasuta

Des moules *M. nasuta* ont été achetées chez A.K. Siewers, de Santa Cruz, Californie, É.-U. Les animaux ont été reçus au LQE de Moncton, Nouveau-Brunswick, le 17 juillet 1997, à 22,5° C. Les animaux ont été placés dans des plateaux contenant de l'eau de mer aérée et des sédiments d'origine; ils ont été acclimatés à 15° C et conservés jusqu'à leur utilisation pour l'essai, le 30 juillet 1997. Les échantillons portant les numéros 9, 31, 35, 46, 72, 96 et l'échantillon de contrôle numéro 39 ont été analysés.

Les essais ont été effectués conformément à la méthode de l'USEPA (1993). Un jour avant le début des essais, les sédiments contenus dans chacun des seaux de 4 L ont été homogénéisés et des portions de 500 g ont été introduites dans 15 béchers d'un litre en verre. Dans trois béchers, il y avait un échantillon répété pour chaque sédiment expérimental et cinq échantillons répétés de chaque sédiment ont été analysés. Les béchers ont ensuite été remplis avec 500 mL d'eau de mer propre (dont la salinité était de 28 ± 2 %), puis aérés pendant la nuit avec de l'air comprimé exempt d'huile à un débit d'environ 150 mL/min.

Le jour suivant, trois moules ont été introduites dans chaque bécher. Au début de l'essai, trois sous-échantillons de neuf organismes expérimentaux ont été pris. La longueur, le poids et le poids du tissu humide ont été enregistrés et le tissu a été congelé en vue de son analyse chimique. Tous les animaux morts ou non enfouis dans les 24 premières heures ont été remplacés. On a enregistré chaque jour les observations, la température et l'aération. Trois fois par semaine, on a mesuré dans les cellules expérimentales représentatives le pH, la salinité,

la température et l'oxygène dissous, et 80 % de l'eau surnageante a été renouvelée par de l'eau de mer propre. Chaque jour, la photopériode a consisté en 16 heures d'éclairement par des tubes fluorescents suspendus, suivie de huit heures d'obscurité. La température a été maintenue à 15 ± 1° C pendant toute la durée de l'essai.

Après 28 jours, les moules ont été enlevées du sédiment expérimental, rincées avec de l'eau de mer propre et placées pendant 24 heures dans le sédiment d'origine non contaminé. Les contenus des trois béchers constituant l'échantillon répété ont alors été réunis. Cette période de dépuration a permis d'enlever les intestins, qui auraient pu nuire à l'analyse chimique du tissu. Des échantillons de tissu ont été prélevés et les poids humides ont été enregistrés avant l'analyse chimique. Le pourcentage de survie a aussi été calculé à la fin de l'exposition de 28 jours.

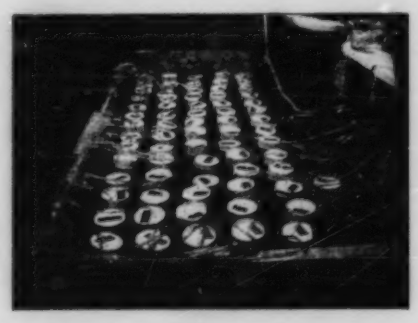
2.3.3 Analyses de la côte ouest.

Ce texte, tiré du rapport de Fennell et van Aggelen (1997), décrit les méthodes employées au Centre des sciences environnementales du Pacifique pour les essais biologiques de toxicité sur *Eohaustorius washingtonianus*, *Eohaustorius estuarius*, *Boccardia proboscidea*, *Polydora cornuta* et *Vibrio fischeri*. Il est à noter que les sédiments sont arrivés congelés au laboratoire et n'ont pas été utilisés pour l'étude. Des sédiments de remplacement ont été obtenus du laboratoire de la côte est.

Le texte qui suit décrit les résultats de quatre essais biologiques de toxicité des sédiments effectués en juillet et août 1997 : des essais de survie après 10 jours de deux espèces d'amphipodes; des essais de croissance et de survie après 14 jours de deux espèces de polychètes; l'essai biologique Microtox® d'inhibition du métabolisme en phase solide et un essai d'inhibition de la fertilisation des échinides.

2.3.3.1 Essais de toxicité pour les amphipodes

Des essais sur des sédiments ont été effectués en utilisant deux espèces d'amphipodes de l'endofaune, *E. washingtonianus* et *E. estuarius*. Les échantillons de sédiments



Essai mené sur des amphipodes dans un laboratoire de toxicologie d'Environnement Canada à Moncton, N.-B. Source : K. Doe

portaient les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87 et 100 et les échantillons de contrôle les numéros 29 et 13.

E. washingtonianus a été recueilli sur le terrain à Esquimalt Lagoon, dans l'île de Vancouver, par la firme Biologica Environmental Services, et *E. estuarius*, à Beaver Creek, Oregon, par la firme Northwestern Aquatic Sciences. Les amphipodes ont été conservés dans le sédiment de contrôle (c.-à-d. le sédiment d'origine), continuellement éclairés et aérés et acclimatés à 15 ± 1° C deux ou trois jours avant le début de l'essai.

Les essais de toxicité aiguë pour la survie après dix jours dans des conditions statiques ont été effectués conformément à la méthode d'Environnement Canada (1992a). Le sédiment de contrôle utilisé pour ces essais a été homogénéisé et passé à l'état humide sur un tamis de 0,5 mm en acier inoxydable afin d'enlever les organismes indigènes. Chaque échantillon de sédiment pour essai a été homogénéisé à la main. Dans le cas de chacun des sédiments de contrôle et pour essai, cinq bocaux d'un litre lavés à l'acide ont été préparés. De 175 à 200 g environ de sédiment (jusqu'à une hauteur de 2 cm) ont été introduits dans chaque bocal, qui a ensuite été soigneusement rempli, en prenant soin de ne pas remuer la couche de sédiment, avec de l'eau provenant du bras de mer Burrard et fraîchement filtrée sur du sable au laboratoire. Le contenu des bocaux a été aéré et on l'a laissé se déposer pendant la nuit. Vingt amphipodes choisis au hasard ont été introduits dans chacun des cinq bocaux contenant les sous-échantillons de chacun des sédiments. Dans le sous-échantillon A, la qualité

de l'eau (la température, le pH, la salinité et l'oxygène dissous) a été régulièrement surveillée pendant toute la durée de l'essai. Les essais biologiques de toxicité ont été effectués dans une chambre de simulation du milieu continuellement éclairée à 15 ± 1° C. À la fin des essais, le nombre total d'amphipodes flottant à la surface du sédiment (ou nageant dans la colonne d'eau) de chaque contenant a été enregistré. Les sédiments humides ont ensuite été passés sur un tamis de 0,5 mm en acier inoxydable et le nombre total d'amphipodes survivants, morts et manquants a été enregistré. L'écart-type et l'écart moyen ont été calculés pour le pourcentage des amphipodes survivants et celui des organismes qui flottaient à la surface[1].

En outre, des essais visant à déterminer la CL50 après 96 heures en utilisant des témoins positifs ont été effectués simultanément à diverses concentrations de la substance toxique de référence (CdCl) dans l'eau de mer afin d'évaluer l'acceptabilité des conditions de l'essai et la sensibilité des amphipodes comparativement aux résultats déjà obtenus dans les mêmes conditions (y compris l'obscurité et l'absence de substrat). Les valeurs de la CL50 (et les limites de l'intervalle de confiance de 95 % qui s'y rapporte) pour les essais utilisant une substance toxique de référence servant de témoin positif ont été calculées à l'aide du programme informatique d'Environnement Canada s'inspirant des méthodes de Stephan (1977).

2.3.3.2 Essais sur la survie et la croissance des polychètes

Des essais biologiques de toxicité des sédiments pour les polychètes après 14 jours et des essais utilisant une substance toxique de référence (le chlorure de cadmium) ayant pour but d'obtenir un résultat positif après 96 heures ont été effectués simultanément sur *B. proboscidea* et *Polydora cornuta*, deux espèces de polychètes spionoïdes cultivés en laboratoire. Lorsque les juvéniles ont presque atteint l'âge de trois semaines à trois semaines et demie, ils ont été jugés prêts à être utilisés dans les essais de toxicité.

Le sédiment de contrôle était un sédiment tamisé (à 500 µm) et rincé (avec de l'eau de mer naturelle propre) provenant du milieu naturel des polychètes. Le sédiment de *B. proboscidea* a été recueilli à Witty's Beach (île de Vancouver, C.-B.) et le sédiment de contrôle de *P. cornuta*, à Conrad's Beach, Nouvelle-Écosse. Les échantillons portant les numéros 6, 66 et 68 ainsi que les échantillons de contrôle 32 et 4 ont été analysés. Les essais ont été effectués conformément à l'ébauche de protocole d'Environnement Canada (1995a).

Dans une chambre à milieu contrôlé, la température était maintenue à 23 ± 1° C et la photopériode était de 16 heures, suivie de huit heures d'obscurité. Les contenants pour les essais ont été préparés le jour précédant l'introduction des polychètes (jour 1). Dans chacun des cinq bocaux à conserves d'un litre en verre, lavés à l'acide, on a mis de 175 à 200 mL (jusqu'à une hauteur de 2 cm) du sédiment pour essai, auquel on a ajouté de 750 à 800 mL d'eau propre pour les contrôles et la dilution (de l'eau naturelle provenant du bras de mer Burrard et fraîchement filtrée sur du sable en laboratoire). Le contenu des bocaux a été aéré pendant la nuit et pour la durée de l'essai avec de l'air comprimé filtré et exempt d'huile, à un débit constant d'environ 150 mL/min; à cette fin, on s'est servi de tubes en plastique pour l'aération des aquariums et de pipettes de 1 mL en polystyrène coupées à l'avance et jetables.

Au jour 0 (le jour où l'essai a commencé), le contenu des récipients d'élevage des polychètes d'âge convenable pour les essais a été passé au tamis. Cinq polychètes ont été ajoutés dans chaque chambre contenant un sous-échantillon. Des plateaux en aluminium tarés contenant un certain nombre de juvéniles d'âge convenable pour les essais ont été séchés pendant une nuit (à 60° C) en vue de la mesure initiale de leur poids.

Pendant les 14 jours de l'essai, les paramètres de la qualité de l'eau (le pH, l'oxygène dissous, la température et la salinité) ont été régulièrement mesurés. Environ 80 % de l'eau surnageante a été remplacée le septième jour. Les animaux expérimentaux ont été nourris chaque lundi, mercredi et vendredi à raison de 500 µL par contenant (c.-à-d. 5 mg par ver). Les aliments consistaient en un mélange 50:50 en poids

[1] Non analysé.

d'*Enteromorpha* spp (une algue verte) et de Tetramarin® (des flocons de poissons commerciaux), broyés en une poudre fine et mélangés dans une suspension d'eau de mer (2,5 g de *E*:T/50 mL d'eau de mer).

Le quatorzième jour, le contenu des bocaux a été passé sur un tamis (500 µm) et le nombre de polychètes survivants, morts et manquants a été enregistré. Les polychètes survivants ont été rincés avec de l'eau désionisée avant d'être placés dans des plateaux d'aluminium tarés en vue de la mesure du poids final.

L'écart-type et l'écart moyen pour le pourcentage de survie et la croissance des polychètes exposés aux échantillons de sédiments contaminés et aux sédiments de contrôle négatifs ont été calculés. Le contrôle négatif (le sédiment d'origine du polychète) permet non seulement d'interpréter les résultats obtenus pour les sédiments d'essai et de référence, mais aussi de démontrer la qualité relative des organismes expérimentaux et l'acceptabilité des conditions et des procédures de l'essai. Pour qu'un essai soit jugé valide, il faut que le pourcentage de survie soit acceptable (≥ 90 %).

Les valeurs de la CL50 (et les limites de confiance à 95 %) pour les essais utilisant une substance toxique de référence comme contrôle positif ont été calculées à l'aide du programme informatique d'Environnement Canada fondé sur les méthodes de Stephan (1977) et comparées aux valeurs obtenues lors des essais précédents utilisant une substance toxique de référence.

2.3.3.3 Essai de toxicité aiguë pour une bactérie marine photoluminescente

Une bactérie marine bioluminescente, *Vibrio fischeri*, a été utilisée pour déterminer la toxicité des sédiments au moyen du système Microtox®. Des bactéries *V. fischeri* lyophilisées, stockées dans des fioles à –20 ± 2° C, ont été reconstituées dans 1,0 mL d'eau distillée et incubées à 5,5 ± 1° C pour au moins 20 minutes avant d'être utilisées dans les essais en phase solide. Les résultats des essais ont été fondés sur la mesure de l'émission lumineuse en présence de la substance testée dissoute dans l'eau à diverses concentrations, qui a ensuite été comparée à l'émission lumineuse d'un contrôle (c.-à-d. une suspension de cellules bactériennes dans le diluant seulement). L'émission lumineuse est causée par le système de transport des électrons et directement reliée à l'état métabolique de la bactérie (Schiewe *et al.*, 1985). La plus ou moins grande perte de luminosité (le degré d'inhibition du métabolisme dans la bactérie) indique le degré de toxicité de l'échantillon.

Le sédiment qui restait dans un tube de 50 mL en polystyrène après la centrifugation a été homogénéisé avant les essais en phase solide effectués selon les méthodes décrites par Microbics Corporation (1992). Les bactéries ont été incubées pendant 20 minutes à la température ambiante dans une série de solutions aqueuses contenant l'échantillon de sédiment à diverses concentrations et une solution à 3,5 % de cristaux de NaCl de qualité réactif dans de l'eau désionisée. Après cette période d'incubation où les bactéries et les particules ont réagi directement les unes sur les autres, les solutions ont été filtrées, et 500 µL de chaque filtrat a été introduit dans une cuvette en verre correspondante placée dans l'unité d'incubation. Après une autre période d'incubation de cinq minutes à 15,0 ± 0,5° C, l'émission lumineuse a été mesurée pour chaque concentration.

Un analyseur de toxicité Microtox®, modèle 500 (Beckman Instruments, Carlsbad, Californie), contrôlé par le logiciel Microtox® approprié (version 7.03), a été utilisé pour tous les protocoles. Une courbe dose-réponse a été tracée à l'aide du logiciel Microbics (version 7.03 pour la phase solide) et la CI50 y a été mesurée. L'intervalle de confiance de 95 % a aussi été calculé. La CI50 est la concentration d'inhibition qui, dans un échantillon, produit une diminution de 50 % de l'émission lumineuse bactérienne dans des conditions bien définies de durée de l'exposition et de température. Les valeurs de la CI50 calculées d'après le résultat des essais en phase solide ont été corrigées pour la teneur en humidité en employant des méthodes normalisées de laboratoire fondées sur le manuel de la Microbics Corporation (1992); pour ce faire, on a utilisé le restant du sédiment dans le tube le jour de l'essai, et on a fait sécher

Analyseur de toxicité Microtox®, modèle 500. Source : K. Doe

au four (pendant la nuit à 100 ± 5° C) trois sous-échantillons de 5,0 ± 0,2 g par échantillon de sédiment.

2.3.3.4 Essais d'inhibition de la fertilisation des échinides

Des essais d'inhibition de la fertilisation ont été effectués en utilisant les gamètes de l'échinoderme *Dendraster excentricus* (dollar de sable excentrique). Les clypéastres choisis pour la collecte des gamètes ont été recueillis sur le terrain en mai 1997, à marée basse, à Crescent Beach, White Rock, et conservés au laboratoire dans un réservoir extérieur contenant une couche de 7 à 8 cm de sable de Crescent Beach et une source d'eau de mer courante. On a employé les méthodes d'essai d'Environnement Canada (1992b) et du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique (1994). Les échantillons portant les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87 et 100 ont été analysés.

Cinq tubes de 50 mL en polystyrène ont été remplis avec un échantillon de chaque sédiment et centrifugés pendant 30 minutes à 4 000 tours par minute et à 4° C afin d'extraire l'eau interstitielle, qui a ensuite été versée dans des béchers et dont les paramètres de la qualité ont été mesurés.

L'eau de contrôle et de dilution provenait du bras de mer Burrard et avait été filtrée sur du sable au laboratoire, puis de nouveau passée sur un filtre de 0,8 µm, ajustée avec des sels d'eau de mer naturelle pour atteindre le niveau de salinité des échantillons d'eau interstitielle les plus salins (minimum de 28 % ± 2 %), aérée doucement et conservée à 15° C.

Un essai utilisant une substance toxique de référence comme contrôle positif (du $CuSO_4$ à diverses concentrations) a été effectué simultanément afin de mesurer la sensibilité de l'espèce et l'acceptabilité des conditions d'essai.

Après le frai humide des clypéastres, le sperme et les œufs ont été recueillis séparément afin d'éviter la contamination des gamètes. Pour chaque sexe, les gamètes d'au moins trois individus ont été réunies, et une fois les densités mesurées, on a fait des dilutions de façon à obtenir un ratio final sperme/œufs de 2 000:1 dans un volume de 2,0 mL.

Tout d'abord, le sperme a été exposé pendant 10 minutes à trois sous-échantillons d'eau interstitielle non diluée (100 %) provenant de chaque échantillon de sédiment. Ensuite, les œufs ont été ajoutés et il y a eu une autre période d'exposition de 10 minutes. Immédiatement après, les échantillons ont été préservés avec une solution tampon de formaline à 10 % pour stériliser les œufs.

Les taux de fertilisation dans chaque échantillon d'eau interstitielle ont été déterminés en calculant, pour chaque sous-échantillon, le nombre moyen d'œufs ayant une membrane de fertilisation sur les 100 premiers examinés au microscope.

Les résultats des essais utilisant une substance toxique de référence comme contrôle positif ont été ajustés à l'aide de la formule d'Abbott (Finney, 1971) afin de corriger toutes les valeurs pour le pourcentage moyen d'œufs non fertilisés à la fin de l'essai, conformément aux différences variables et dépendant des gamètes en ce qui a trait au taux de succès de la fertilisation et au pourcentage d'œufs de contrôle non fertilisés. Ensuite, le programme statistique d'Environnement Canada fondé sur les méthodes de Stephan (1977) a servi à déterminer la valeur de la CI50 (et les limites de confiance de 95 %).

2.4 Examen des macroinvertébrés benthiques

Ce texte a été tiré du rapport d'Arenicola Marine (1997).

2.4.1 Manipulation des données

Les données ont été manipulées comme suit :

- Les taxons sans inscription ont été supprimés. Le seul taxon de la liste qui n'avait pas d'inscription était *Tharyx marioni*.

2.4.2 Présentation des données

Les indices suivants de la structure de la communauté benthique ont été calculés et présentés graphiquement dans la section 3.2 : nombre total d'organismes, nombre d'espèces, indice de diversité de Simpson, indice J. de Pielou (régularité), indice de McIntosh (régularité), indice de Margalef (diversité) et indice H de Shannon (diversité).

Le nombre total d'organismes et le nombre de taxons par mètre carré sont résumés pour chaque station. On croit généralement qu'une communauté touchée par un impact nocif sera caractérisée par un nombre relativement petit d'organismes appartenant à quelques taxons.

L'indice de diversité de Simpson (1949) mesure la probabilité que deux organismes choisis au hasard dans une population appartiendront aux mêmes taxons. La diversité d'une communauté se traduit par une faible valeur de l'indice de Simpson. Cet indice ne tient pas compte de la distribution non uniforme qui caractérise les macroinvertébrés benthiques. Comme il dépend aussi de la taille des échantillons, la comparaison des échantillons provenant de différents endroits ou prélevés par différentes méthodes est confuse en raison de la taille des échantillons.

L'indice H de Shannon (voir Shannon et Weaver, 1949) est un indice de diversité fondé sur la théorie de l'information. Sa validité dépend beaucoup des différentes interprétations du terme « diversité ». Il a été démontré que la diversité peut augmenter même lorsque le nombre d'espèces diminue, à condition que la régularité augmente (Hurlbert, 1971). D'après Wilhm (1970), les indices de diversité supérieurs à 3 sont caractéristiques des endroits où il existe diverses espèces, mais les valeurs inférieures à 1 indiquent une forte pollution.

La régularité est la mesure de la distribution des espèces entre les taxons. L'indice J de Pielou est une mesure de la régularité souvent exprimée par H'/H' maximum. Sa valeur maximale est de 1. Les mesures de la diversité et de la régularité sont habituellement fortement corrélées.

L'indice de McIntosh est une mesure de l'équitabilité ou de la régularité dont la formule est semblable à celle de l'indice J de Pielou et dont la valeur est divisée par la valeur maximale de cet indice. Comme il est fondé sur la mesure euclidienne de la distance, on l'appelle aussi la distance écologique de McIntosh (McIntosh, 1967).

L'indice de Margalef (1958) est une autre mesure de la diversité et présume qu'il existe une relation linéaire entre l'abondance des espèces et leur nombre.

2.5 Analyses chimiques et physiques des sédiments

2.5.1 Manipulation des données

- Tous les échantillons de sédiments ont été subdivisés en deux ou trois pseudo-sous-échantillons. L'un des deux sous-échantillons de sédiments pour l'analyse des HAP dans la station de référence du port de St. Ann a de nouveau été divisé en deux sous-échantillons secondaires. On a fait la moyenne des résultats de l'analyse des deux sous-échantillons secondaires, puis de ceux obtenus pour l'unique sous-échantillon, et ces moyennes ont été utilisées dans les calculs subséquents.

- Les concentrations de métaux inférieures à la limite de détection ont été remplacées par la limite de détection.

2.5.2 Potentiel d'oxydoréduction, ammoniac et sulfures

Les échantillons de sédiments ont été bien homogénéisés et divisés en sous-échantillons pour la détermination des sulfures, du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et de l'ammoniac au moyen d'une électrode à membrane sélective conformément aux instructions du fabricant et aux conseils donnés par le D^r B. Hargrave (ministère des Pêches et des Océans, Région Scotia-Fundy). Les analyses ont été répétées

trois fois. Les résultats ont été exprimés en µg S/g de poids sec de sédiment pour les sulfures, en µg d'azote ammoniacal/g de poids sec de sédiment pour l'ammoniac et en millivolts corrigés pour l'électrode normale à hydrogène pour le potentiel d'oxydoréduction. D'autres sous-échantillons de ces sédiments ont été centrifugés pendant 15 minutes à 3 000 tours par minute, l'eau interstitielle a été décantée, et on y a mesuré l'ammoniac et le pH. Les résultats ont été exprimés en mg d'azote ammoniacal/L et en unités de pH. Les essais ont été effectués du 30 juillet au 1er août 1997. Les échantillons portant les numéros 2, 6, 11, 15, 23, 24, 33, 34, 38, 40, 48, 71, 73, 75, 80, 84, 87 et 100 ont été analysés.

2.5.3 Concentrations des métaux dans les sédiments

Les concentrations totales des métaux dans les sédiments ont été mesurées par spectrométrie d'émission à l'aide d'un générateur inductif de plasma, par spectrophotométrie d'absorption atomique dans un four en graphite et par spectrométrie de fluorescence atomique à vapeur froide pour le mercure (Hg) (CSE, 1999a).

2.5.4 Concentrations des métaux dans l'eau interstitielle

Les concentrations totales des métaux dans l'eau interstitielle (exception faite du mercure) ont été mesurées par spectrométrie d'émission à l'aide d'un générateur inductif de plasma à l'argon et par spectrophotométrie d'absorption atomique dans un four en graphite (CSE, 1999b). Le mercure dans l'eau interstitielle a été mesuré par spectrométrie de fluorescence atomique à vapeur froide après une digestion acide (CSE, 1999c).

2.5.5 Concentrations des composés organiques dans les sédiments

Les composés organiques dans les sédiments (les HAP et les BPC) ont été mesurés par la méthode de la Direction de la surveillance et de l'évaluation de la Région de l'Atlantique (EC, 1997). Cette méthode consiste à faire une extraction dans un mélange 1:1 d'hexane et d'éthane tout en utilisant des ultrasons. On mélange l'extrait avec de l'eau acidifiée et l'on extrait de nouveau dans l'hexane. Ce deuxième extrait est asséché au moyen de sulfate de sodium anhydre et purifié dans une minicolonne contenant du gel de silice. Une purification plus poussée est effectuée en utilisant du toluène. Le volume de l'extrait est ajusté, puis les HAP sont dosés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse, et les BPC, au moyen d'un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur à capture d'électrons.

2.5.6 Concentrations des composés organiques dans l'eau interstitielle

Les BPC et les HAP ont été dosés selon les méthodes employées par les laboratoires de qualité de l'environnement de la Région de l'Atlantique (EC, 1992). L'eau interstitielle a été séparée par centrifugation (Jackman et Doe, 1997). Les composés organiques ont été extraits dans l'hexane, asséchés sur du sulfate de sodium anhydre, puis purifiés au besoin dans une minicolonne contenant du gel de silice. Une fois le volume de l'extrait ajusté, les HAP ont été dosés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse, et les composés organochlorés, les BPC et les dérivés chlorés du benzène, au moyen d'un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur à capture d'électrons.

2.5.7 SAV et MES

Les SAV et les MES ont été extraits, conformément à la méthode décrite d'Allen *et al.* (1993), par la firme Dundas Environmental Services de Burlington, en Ontario. Malheureusement, le Ni n'a pas été dosé par l'entrepreneur et n'est donc pas inclus dans le calcul des MES totaux.

2.6 Tests des hypothèses

Les méthodes employées pour tester chaque hypothèse sont présentées dans la section 4, « Tests des hypothèses ».

3 Observations et résultats des essais biologiques de toxicité

3.1 Essais biologiques de toxicité

La meilleure façon de présenter les résultats des essais biologiques de toxicité consiste à utiliser des histogrammes genre rectangle et moustache. Des graphiques du même genre sont présentés sans les rectangles. Ils indiquent le maximum, le minimum et la médiane ainsi que les 25^{e} et 75^{e} percentiles.

Les graphiques suivants utilisent les sous-échantillons comme des données brutes. Pour un site comportant trois sous-échantillons de terrain et cinq sous-échantillons de laboratoire, la taille de l'échantillon est donc de 15. Cette procédure est utilisée pour présenter les données brutes et non pour analyser les données à la section 4.

3.1.1 Essais de toxicité aiguë des sédiments pour les amphipodes marins (figures 2, 3, 4 et 5).

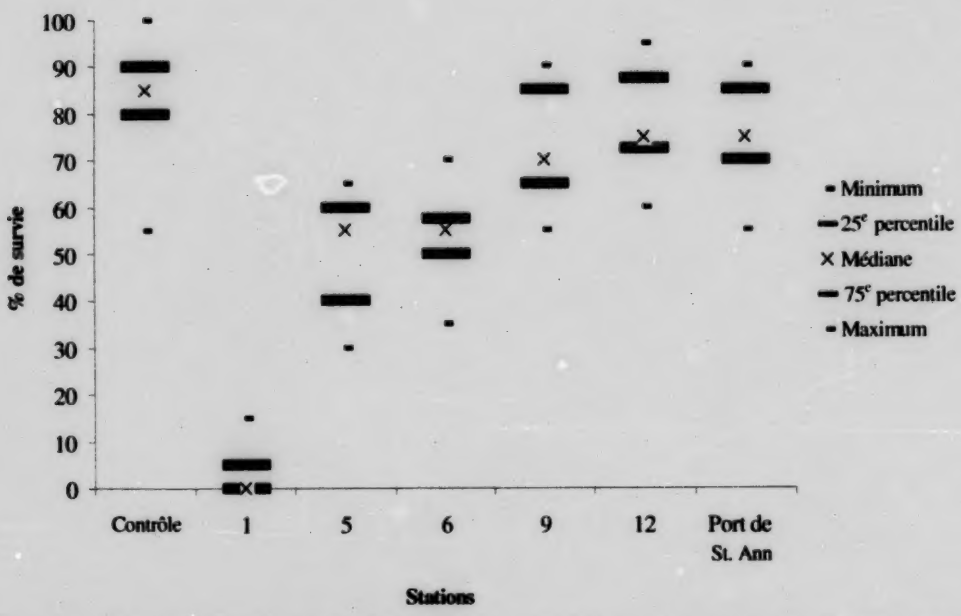


Figure 2 Pourcentage de survie d'*Amphiporeia virginiana*. La survie est très faible à la station 1, mais elle s'améliore graduellement le long du gradient. À noter que la survie dans le site de référence n'est pas encore aussi élevée que dans le sédiment de contrôle.

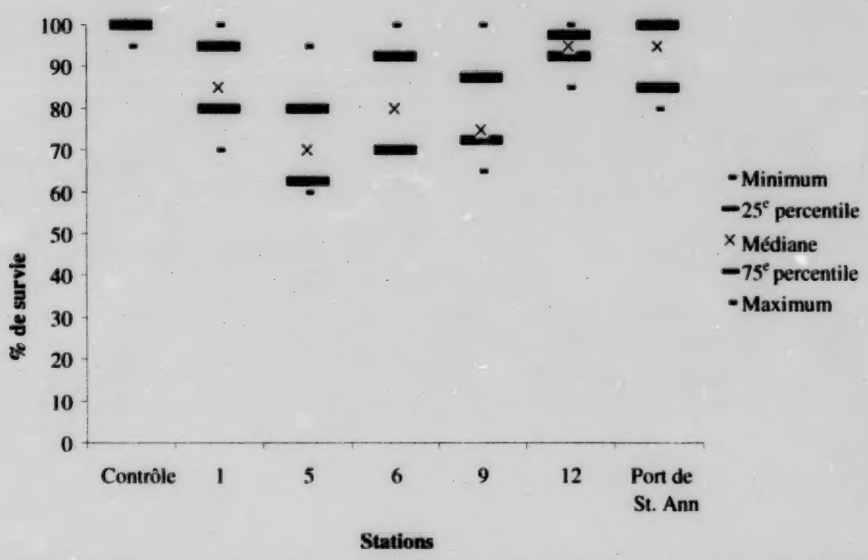


Figure 3 **Pourcentage de survie de *Rhepoxynius abronius*.** La survie est minimale à la station 5, mais elle s'améliore graduellement vers la station de référence. Cette réaction n'est pas aussi forte que celle observée dans le cas des autres amphipodes et elle est masquée par la variabilité.

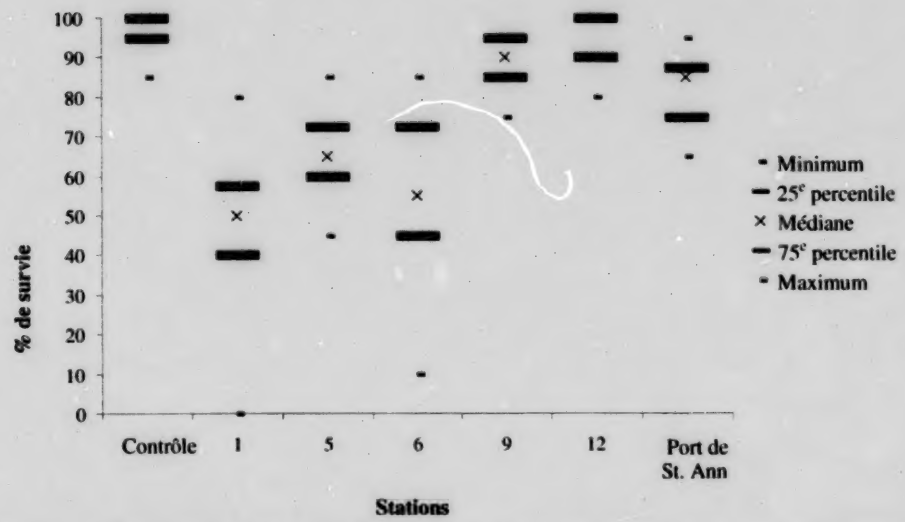


Figure 4 **Pourcentage de survie d'*Eohaustorius washingtonianus*.** La survie est semblable à celle des autres amphipodes.

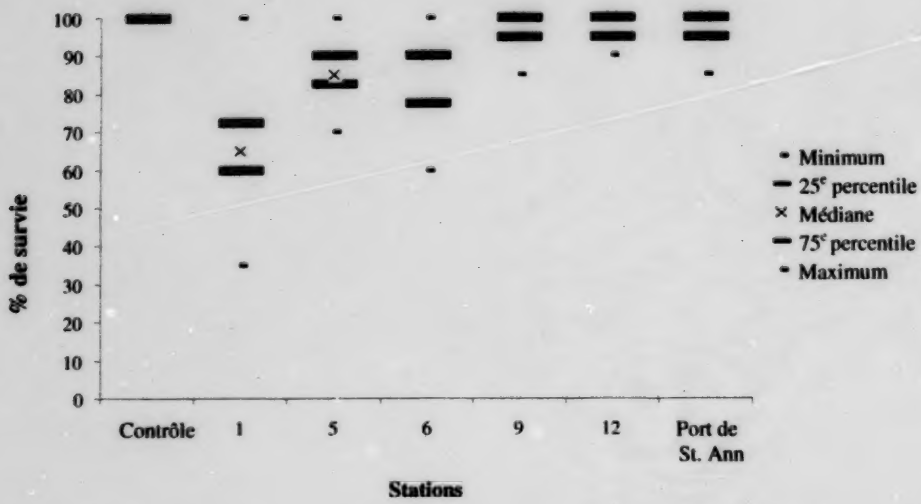


Figure 5 **Pourcentage de survie d'*Eohaustorius estuarius*.** Encore une fois, la survie diminue à la station 1 et augmente graduellement vers la station de référence.

3.1.2 Essai de toxicité sublétale pour l'inhibition du métabolisme d'une bactérie marine

L'essai de toxicité Microtox® en phase solide a été effectué en tenant compte ou non de l'humidité. Dans la figure 6, les CI50 sont corrigées pour l'humidité.

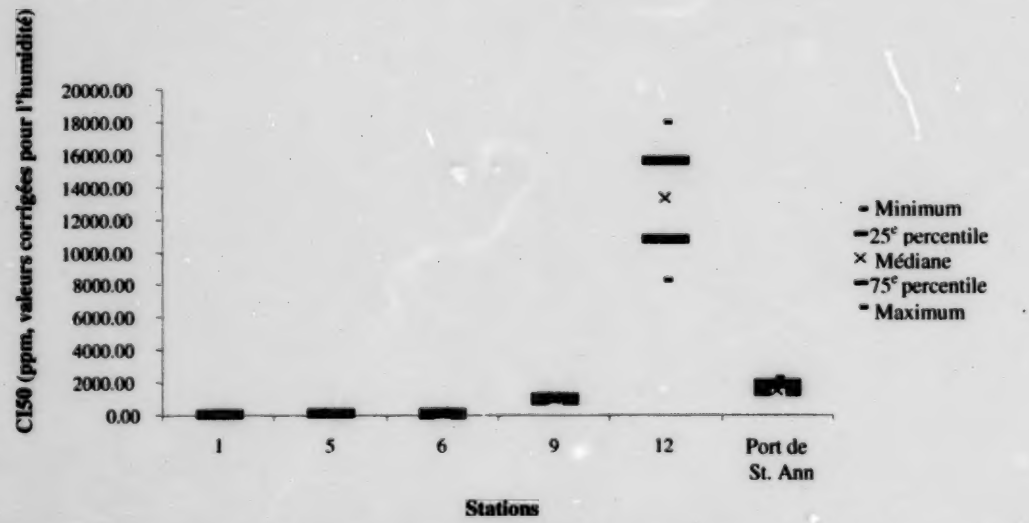


Figure 6 **Inhibition de la lumière émise par les bactéries photoluminescentes.** Les résultats de l'essai Microtox® montrent que la CI50 augmente le long du gradient, est considérable à la station 12, mais diminue à la station de référence du port de St. Ann. Les valeurs moyennes de la CI50 pour les stations 1, 5, 6, 9, 12 et du port de St. Ann sont respectivement de 97, 122,67, 144,67, 1 009,33, 13 200 et 1 733,333 ppm.

3.1.3 Essai de toxicité sublétale des sédiments pour les polychètes marins

Les résultats des essais de toxicité pour *Polydora cornuta* et *Boccardia proboscidea* effectués par les laboratoires de la côte est sont présentés dans les figures 7, 8, 9 et 10. Des essais sur les polychètes pour certaines stations le long du gradient ont aussi été effectués par le Centre des sciences environnementales du Pacifique lorsqu'il y avait suffisamment d'échantillons. Ces données n'ont pas été incluses dans cette analyse, mais elles sont présentées dans l'annexe A, Analyses des polychètes effectuées sur la côte ouest.

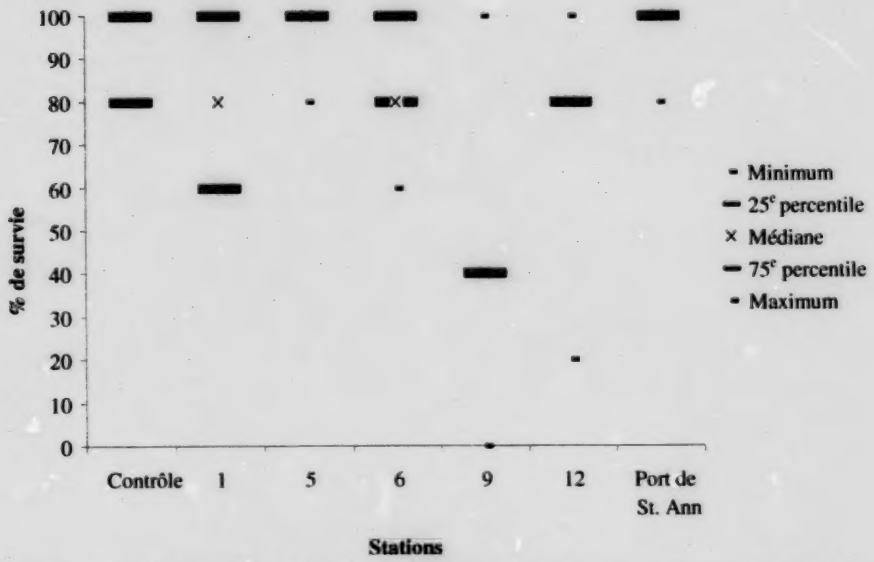


Figure 7 **Pourcentage de survie de *Polydora cornuta*.** La survie est réduite à la station 9 et extrêmement variable dans les stations 9 et 12. À noter que la moitié environ des essais

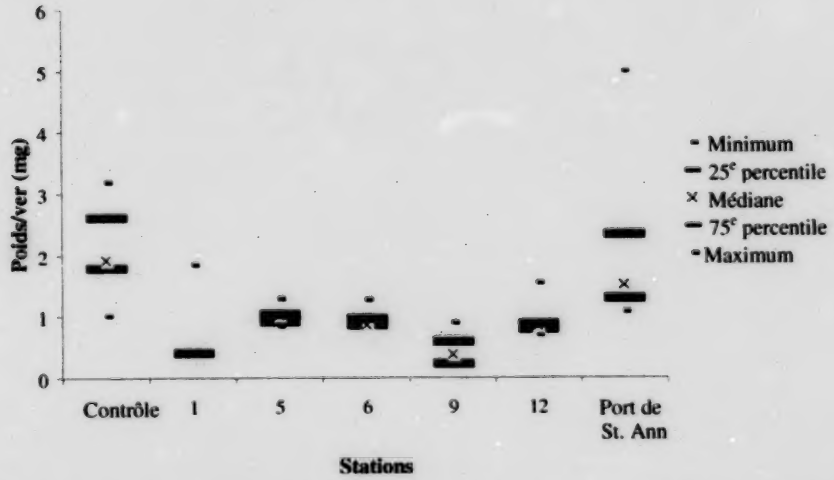


Figure 8 **Croissance de *Polydora cornuta*.** La croissance diminue dans les stations intermédiaires comparativement à la station de contrôle et à celle du port de St. Ann.

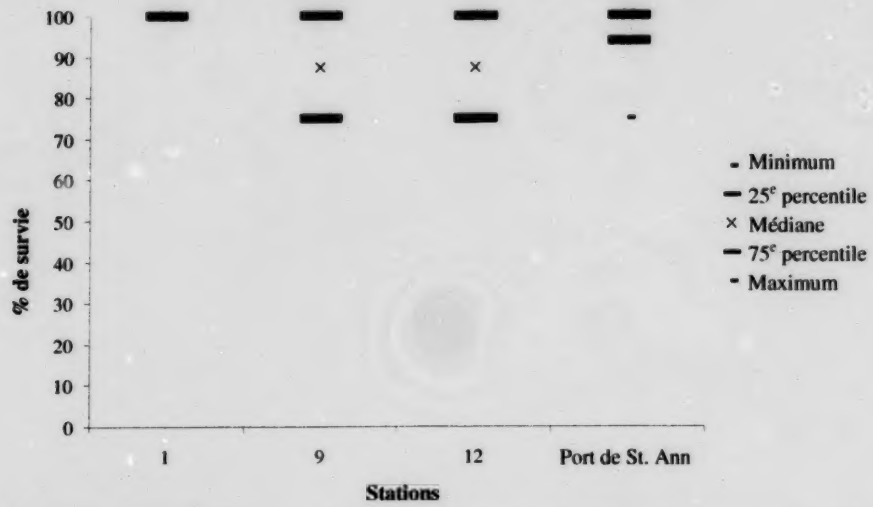


Figure 9 **Pourcentage de survie de *Boccardia proboscidea.*** Comme pour *Polydora cornuta*, le pourcentage de survie de la plupart des organismes dans les sédiments est élevé.

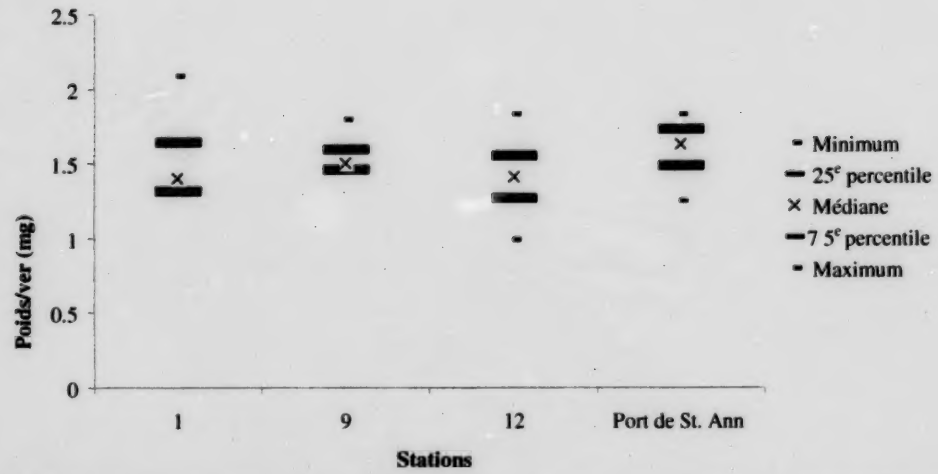


Figure 10 **Croissance de *Boccardia proboscidea.*** Il ne semble pas y avoir de tendance dans la croissance de *Boccardia proboscidea*.

3.1.4 Essai de toxicité sublétale pour l'inhibition de la fertilisation des échinides. L'inhibition de la fertilisation est présentée pour *Dendraster excentricus* (figure 11) et *Lytechinus pictus* (figure 12).

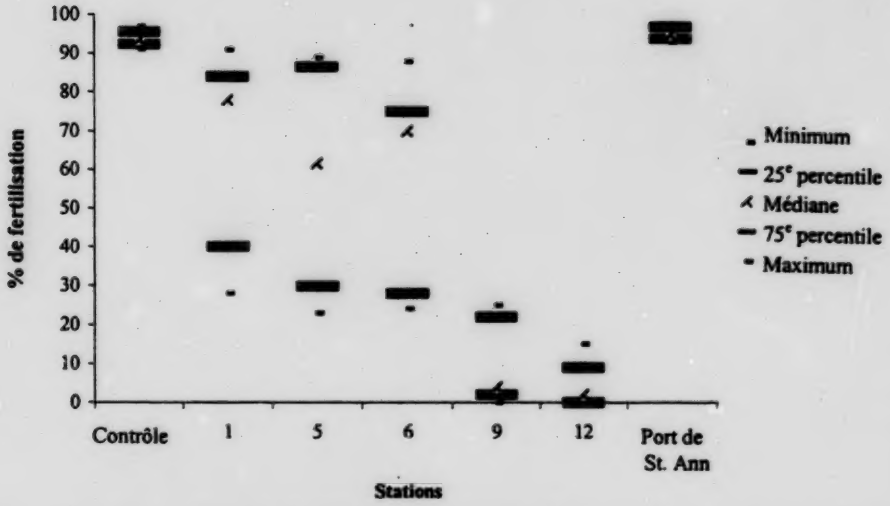


Figure 11 **Pourcentage de fertilisation de *Dendraster excentricus*.** Le pourcentage de fertilisation diminue le long du gradient et est à son maximum à la station de référence. C'est le contraire de ce qui est prévu le long d'un gradient de contaminants organiques. À noter que la station du port de St. Ann se comporte comme le sédiment de contrôle, au contraire de la station de référence numéro 12. La variabilité est considérable.

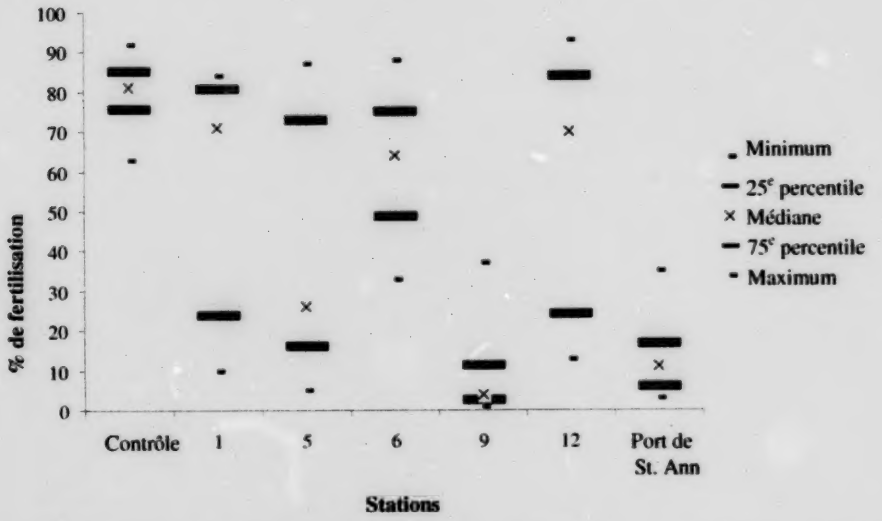


Figure 12 **Pourcentage de fertilisation de *Lytechinus pictus*.** Les résultats sont généralement variables, et c'est à la station 9 que les taux de fertilisation sont le plus faibles. Comme les résultats pour *Dendraster excentricus* l'indiquent, la diminution du taux de fertilisation à la station 9 comparativement aux stations 1, 5 et 6 est imprévue. À noter que la station du port de St. Ann ne se comporte pas aussi bien que la station de référence numéro 12 pour *Lytechinus pictus*. Encore une fois, la variabilité est considérable.

3.1.5 Graphiques récapitulatifs et statistiques sommaires pour les essais biologiques de toxicité. Les réactions moyennes aux essais biologiques de toxicité sont conjointement portées sur graphique dans la figure 13 afin de montrer comment les organismes réagissent le long du gradient. Chacune des réactions aux essais biologiques est proportionnée à sa valeur maximale. Une valeur de 1 correspond donc au maximum pour chaque essai, ce qui permet au lecteur de se rendre compte du changement relatif d'une station à l'autre.

Les réactions moyennes aux essais biologiques sont aussi présentées dans le tableau 2.

La section 4.4 traite de la cote réussite-échec des sédiments.

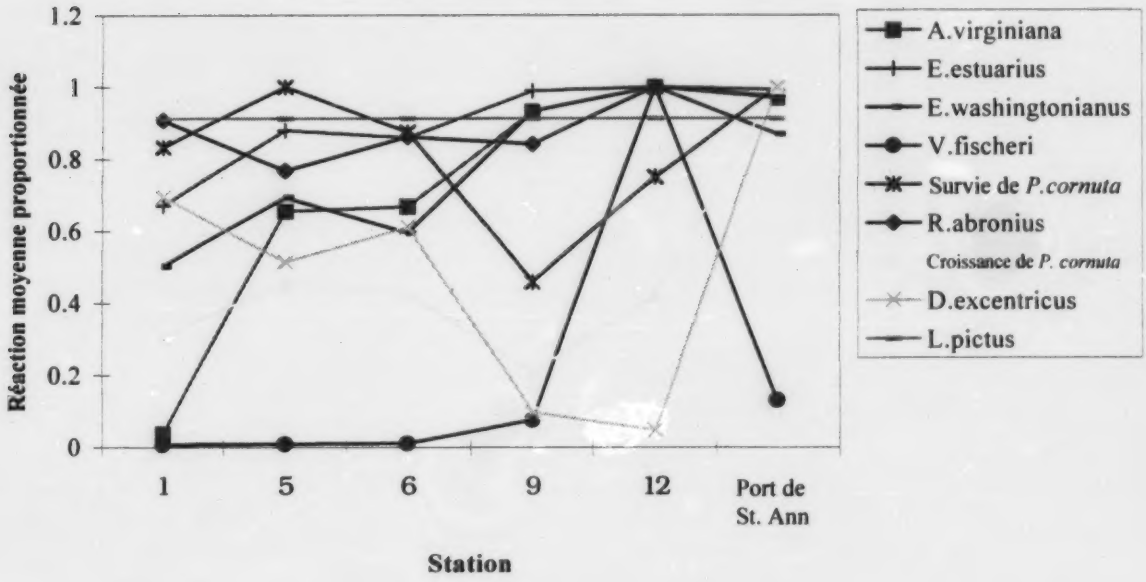


Figure 13 Réactions proportionnées aux essais biologiques. Les amphipodes ont des réactions relatives semblables et l'on observe des anomalies à la station 1. Les valeurs de la CI50 pour *V. fischeri* semblent correspondre à la proportion des organismes *A. virginiana*, *E. estuarius* et *E. washingtonianus* survivants. À noter que l'extrême variabilité des taux de fertilisation de *Lytechinus pictus* donne lieu à une réaction moyenne relativement stable dans toutes les stations. Le pourcentage de fertilisation de *D. excentricus* ainsi que le taux de croissance et de survie de *P. cornuta* indiquent des tendances relatives qui ne coïncident pas avec les autres réactions aux essais biologiques.

Tableau 2 Résumé des réactions moyennes aux essais biologiques

Réaction	Espèce	Station						
		Contrôle	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Pourcentage de survie	*A. virginiana*	83,33	3,00	52,00	53,00	74,00	79,33	77,00
Pourcentage de survie	*R. abronius*	99,33	86,00	72,67	81,67	79,67	94,67	92,33
Pourcentage de survie	*E. estuarius*	100,00	65,33	85,67	83,67	96,33	97,33	96,67
Pourcentage de survie	*E. washingtonianus*	97,00	47,67	65,67	56,33	88,33	94,67	82,33
CI50 (ppm, corrigée pour l'humidité)	*V. fischeri*		97	122,67	144,67	1 009,33	13 200	1 733,333
Pourcentage de survie	*P. cornuta*	92,00	80,00	96,00	84,00	44,00	72,00	96,00
Croissance (mg)	*P. cornuta*	2,11	0,69	1,03	0,95	0,47	0,95	2,24
Pourcentage de survie	*B. proboscidea*		100,00			87,50	87,50	93,75
Croissance (mg)	*B. proboscidea*		1,55			1,56	1,41	1,58
Pourcentage de fertilisation	*D. excentricus*	93,83	66,11	48,89	58,11	9,33	4,67	95,11
Pourcentage de fertilisation	*L. pictus*	80,67	56,50	39,00	61,92	9,50	58,83	12,50

3.1.6 Essai de bioaccumulation dans les bivalves. Les résultats de l'étude de bioaccumulation concernant la survie de *Macoma nasuta* sont présentés dans les figures 14, 15, 16 et 17. Les concentrations tissulaires de contaminants préoccupants sont indiquées plus loin. Les relations entre les contaminants dans les tissus et ceux dans les sédiments et l'eau interstitielle sont examinées dans la section 4.2.4.

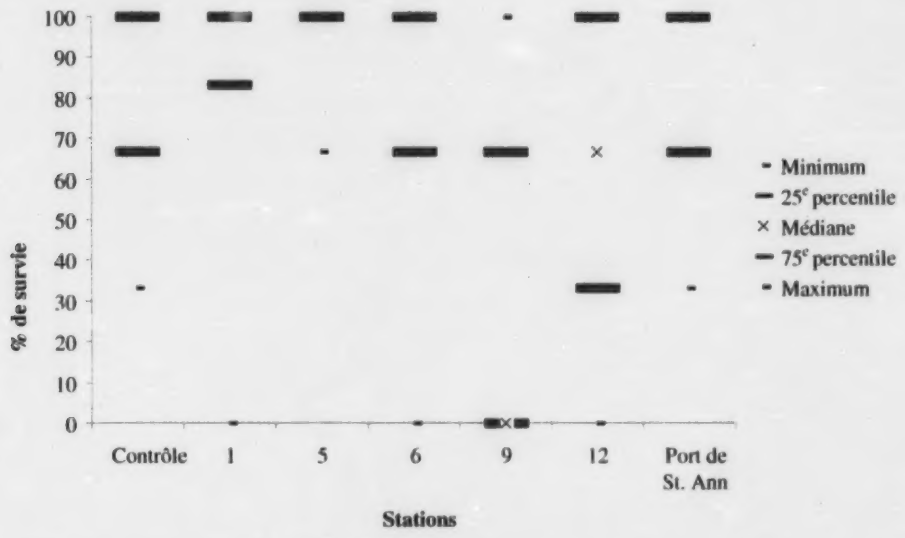


Figure 14 Pourcentage de survie de *Macoma nasuta*. Le pourcentage de survie est très variable, mais il est de 100 % dans au moins un essai effectué à chaqe site. En outre, une diminution de la survie est observée à la station 9, ce qui est inattendu en raison du gradient de contaminants organiques.

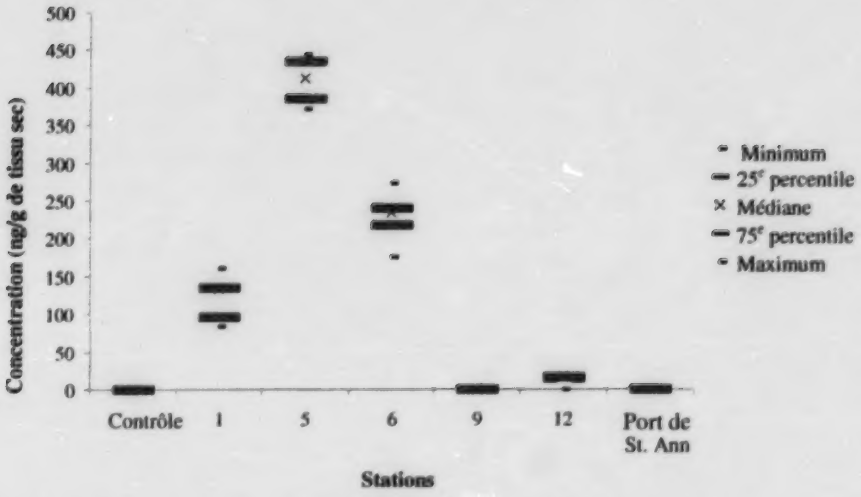


Figure 15 Concentrations tissulaires de BPC dans *Macoma nasuta*. Les concentrations tissulaires de BPC atteignent un maximum à la station 5 et diminuent à la station de référence, ou elles sont égales à la concentration dans le contrôle. Comme la survie à la station 9 était minimale, on ne prévoyait pas de bioaccumulation.

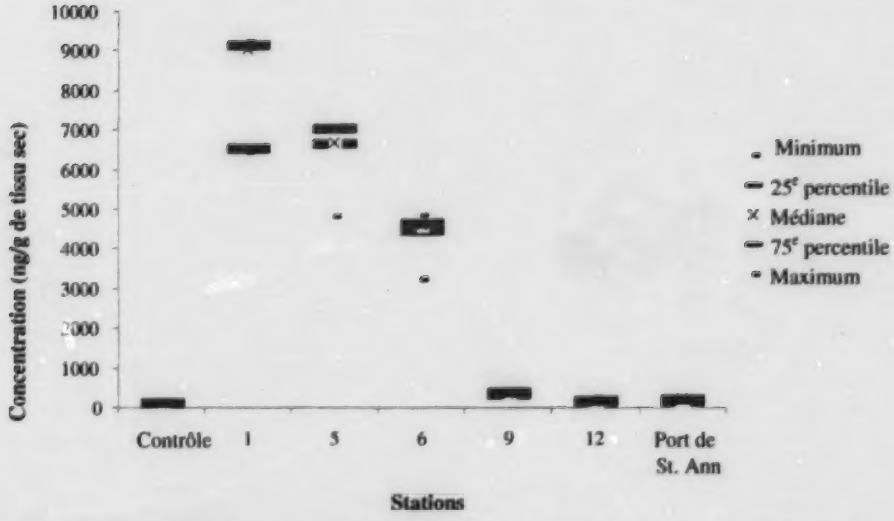


Figure 16 Concentrations tissulaires de HAP dans *Macoma nasuta*. Les concentrations diminuent de façon monotone à partir de la station 1 et suivent étroitement la tendance des HAP dans les sédiments.

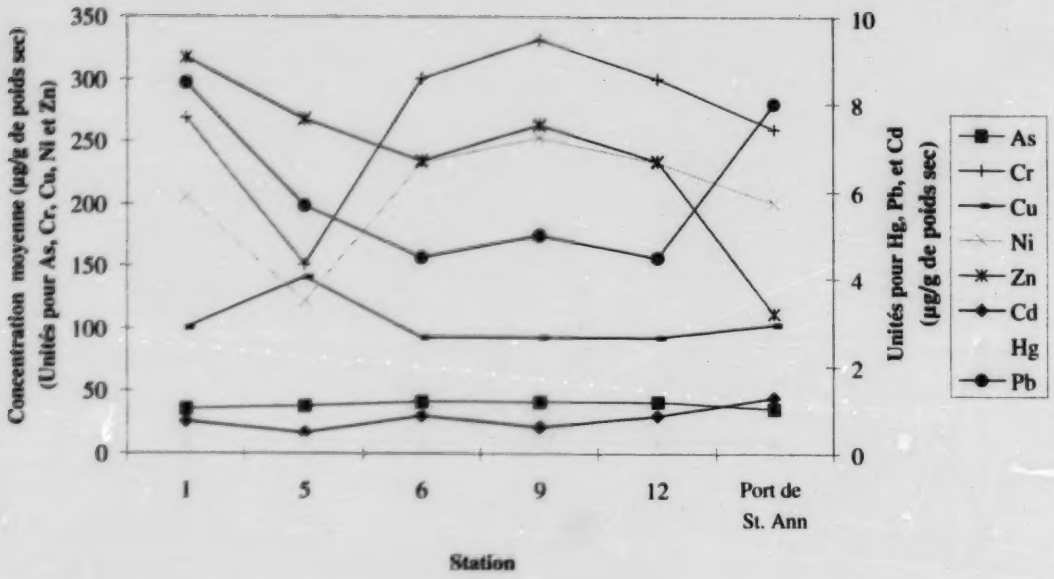


Figure 17 **Concentrations tissulaires de métaux dans *Macoma nasuta*.** Les tendances de concentrations tissulaires de As, de Cd et de Hg sont peu évidentes. Les concentrations de Cr et de Ni semblent quelque peu structurées, mais une droite de meilleur ajustement superposée n'indiquerait pas de tendance. Les valeurs pour le Pb montrent qu'il existe une tendance quadratique inverse du ruisseau Muggah (station 1) au port de St. Ann. Les concentrations de zinc diminuent à partir du ruisseau Muggah, tandis que celles de Cu atteignent un maximum à la station 5. Les tendances sont les mêmes pour le Ni, le Cr et le Zn. Les données figurent au tableau 3.

Tableau 3 **Résumé des concentrations tissulaires moyennes de métaux dans *Macoma nasuta* (en µg/g de poids sec)**

	Station					
Paramètre	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
As	35,5000	37,6667	41,5000	41,0000	41,5000	35,6667
Cd	0,7500	0,4667	0,8500	0,6000	0,8500	1,2667
Cr	268,8000	151,9000	301,0000	332,2000	301,0000	260,4333
Cu	101,1500	140,9167	92,9700	93,3600	92,9700	102,8000
Hg	0,2685	0,3067	0,2480	0,2757	0,2480	0,3013
Ni	205,0000	122,8333	233,0000	253,3333	233,0000	201,0000
Pb	8,5000	5,6667	4,5000	5,0000	4,5000	8,0000
Zn	317,0500	268,4000	234,6000	263,1000	234,6000	112,1000
% d'humidité	82,5000	81,5667	41,6150	81,3000	82,7000	78,9700

3.2 *Examen des macroinvertébrés benthiques*

Les figures 18, 19 et 20 représentent la diversité, l'abondance et les indices de structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques.

3.3 *Résumé des réactions biologiques existantes*

Le tableau 4 présente une liste des réactions existantes. La colonne intitulée « Réaction évidente » contient des commentaires sur la présence d'une réaction visuelle évidente. Il y a trois possibilités : aucune réaction, une réaction sans tendance, ou une tendance dans la réaction. Le terme « le long du gradient » est directionnel et se rapporte aux stations dans l'ordre suivant : 1, 5, 6, 9, 12 et le port de St. Ann. Une augmentation de la réaction le long du gradient signifie donc une augmentation à partir de la station 1 jusqu'à celle du port de St. Ann.

La plupart des essais de toxicité produisent des réactions et des tendances dans les réactions sont souvent observées le long du gradient. La station 9 semble être une station pivot pour les échinides *P. cornuta* et *M. nasuta*, car des réactions minimales s'y produisent, ce qui contraste avec un maximum de diversité et d'abondance des macroinvertébrés benthiques observé à cette station. La plus forte diminution de la survie des amphipodes et de la photoluminescence des bactéries a été observée chez les organismes exposés aux sédiments prélevés à la station 1.

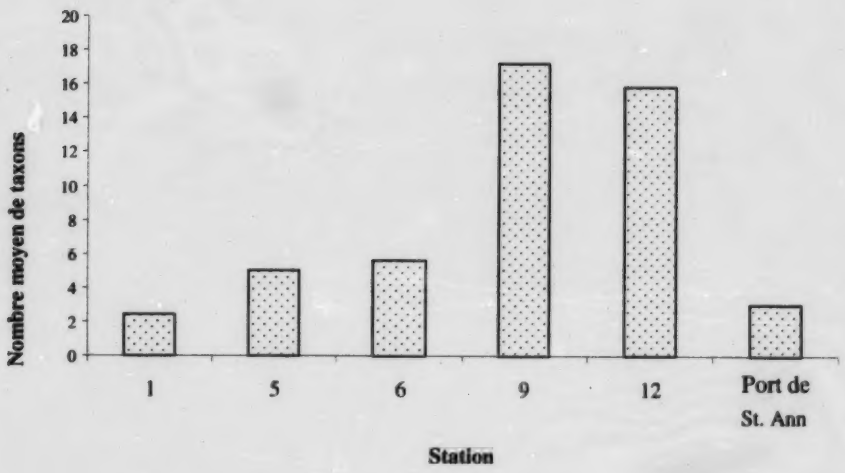


Figure 18 Diversité de la communauté de macroinvertébrés benthiques. Le nombre moyen de taxons augmente proportionnellement à la distance du ruisseau Muggah (station 1). À la station de référence du port de St. Ann, le nombre de taxons est relativement faible, tandis qu'il est relativement élevé à la station 9 et à la station de référence 12.

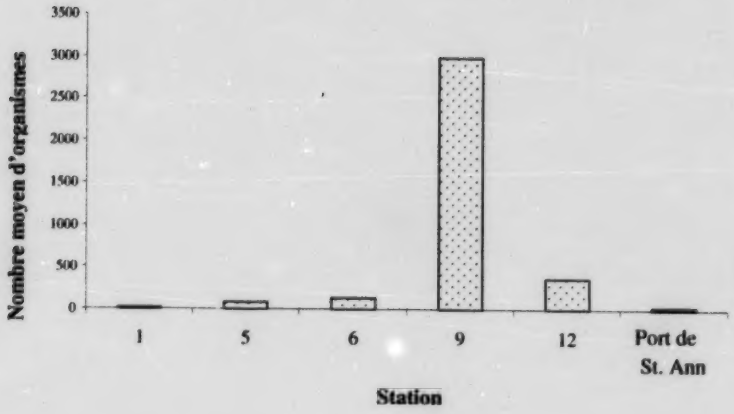


Figure 19 Abondance de la communauté de macroinvertébrés benthiques. À la station 9, le nombre d'organismes est relativement élevé en raison de l'abondance de *Polydora quadrilobta*.

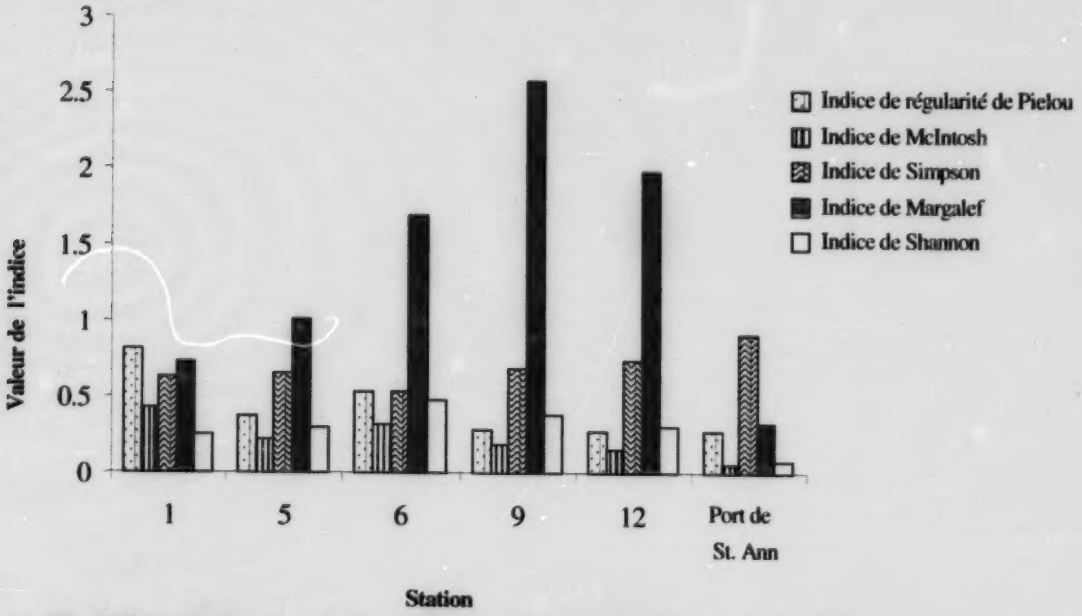


Figure 20 Indices de structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques. C'est dans les stations 1 et 6 que la distribution des organismes dans les taxons est la plus régulière; dans les autres stations, l'indice de régularité de Pielou est plus faible. L'indice de McIntosh, qui est une autre mesure de la régularité, donne la même interprétation que l'indice de Pielou. C'est à la station de référence de St. Ann que la régularité, mesurée par l'indice de McIntosh, est la plus faible.

L'indice de Simpson montre que la diversité est la plus faible à la station de référence de St. Ann. Les indices de Margalef et de Shannon confirment aussi cette interprétation et indiquent que la diversité est la plus grande dans les stations 9 (indice de Margalef) et 6 (indice de Shannon).

Tableau 4 Résumé des réactions biologiques existantes

	Essai/Espèce	Réaction	Réaction évidente?
Réactions aux essais de toxicité aiguë	*A. virginiana*	Pourcentage de survie	Tendance croissante
	E. estuarius	Pourcentage de survie	Tendance croissante et asymptote à la station 9.
	E. washingtonianus	Pourcentage de survie	Tendance croissante, réaction dans la station de référence plus faible que dans la station de contrôle.
	R. abronius	Pourcentage de survie	Courbe de réaction quadratique et minimum à la station 5.
	B. proboscidea	Pourcentage de survie	Peu de réaction dans l'ensemble, diminution de la survie à la station de référence numéro 12.
	P. cornuta	Pourcentage de survie	Réaction variable et minimum à la station 9.
	M. nasuta	Pourcentage de survie	Extrêmement variable et minimum à la station 9.
Réactions aux essais de toxicité sublétale	*B. proboscidea*	Vitesse de croissance	Aucune tendance observée.
	P. cornuta	Vitesse de croissance	Croissance élevée à la station du port de St. Ann et diminuée à la station 1.
	D. excentricus	Pourcentage de fertilisation	Tendance décroissante, grande variabilité dans toutes les réactions.
	L. pictus	Pourcentage de fertilisation	Variable et pourcentage de fertilisation minimum à la station 9 et à celle du port de St. Ann.
	Essai Microtox® (en phase solide, résultats corrigés pour l'humidité)	Changement dans la luminescence	CI50 maximale dans les sites de la station de référence numéro 12 et CI50 plus élevées dans les stations de référence que dans celles les plus à l'intérieur du port.
Bioaccumulation	*M. nasuta*	Bioaccumulation	Pic bien défini dans les concentrations tissulaires de BPC à la station 5 et diminuant de façon monotone en direction du port de St. Ann. Les concentrations tissulaires de HAP diminuent de la même façon en direction du port de St. Ann. Les concentrations tissulaires de As, de Cd et de Hg ne varient pas selon les stations, tandis que celles de Cr, de Cu, de Ni, de Pb et de Zn varient selon l'endroit.
Réaction *in situ**	Benthos	Abondance	Maximum d'abondance à la station 9.
		Diversité	Diversité maximale dans les stations intermédiaires et minimale dans la station de référence.
		Régularité	Généralement décroissante.
		Diversité	Maximum de diversité à la station 9.

* La méthode de composition empêche l'énumération des échantillons de benthos. Donc, dans le sens strict du terme, les échantillons de benthos ne sont pas prélevés synoptiquement.

3.4 *Validité des sédiments pour essai et des essais biologiques de toxicité*

3.4.1 *Acceptabilité des méthodes d'essai pour les amphipodes marins et estuariens*

Divers critères sont en train d'être établis afin d'assurer la validité des interprétations faites en utilisant les méthodes de référence d'Environnement Canada (EC, 1998a) pour les amphipodes marins et estuariens. Les limites des caractéristiques physicochimiques, en date de juillet 1998, sont indiquées dans le tableau 5. Le tableau 6 résume la distribution granulométrique dans les stations échantillonnées pendant l'étude sur le port de Sydney.

C'est à la station 9 seulement que les limites d'application n'ont pas été respectées, car le pourcentage de grains fins pour *E. washingtonianus* a été légèrement dépassé. Comme ce dépassement est tellement faible qu'il peut être considéré comme négligeable et que le pourcentage de survie de *E. washingtonianus* est élevé à cette station, l'ensemble complet de données sur cet organisme a été utilisé dans les analyses subséquentes (K. Doe, communication personnelle, Environnement Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, 1999).

3.4.2 *Acceptabilité des sédiments pour essai à des fins de comparaison avec le site de référence*

Un sédiment devrait être comparé à un site de référence seulement si la survie moyenne après dix jours dans les sédiments du site de référence est > 80 % pour *R. abronius* et *E. estuarius*, > 75 % pour *E. washingtonianus* et > 70 %

Tableau 5 Limites d'application propres aux espèces pour la méthode de référence (EC, 1998a)

Espèce expérimentale	Caractéristiques physicochimiques acceptables du sédiment pour essai			
	Salinité de l'eau interstitielle (‰)	Classe granulométrique du sédiment		
		Pourcentage de très gros grains (> 1 mm)	Pourcentage de grains fins (< 0,063 mm)	Pourcentage d'argile (< 0,004 mm)
R. abronius	Doit être de 25 à 35	De 0 à 100 est acceptable	Doit être < 90	Doit être < 40
E. washingtonianus	Doit être de 15 à 35	Doit être < 25	Doit être < 80	Doit être < 20
E. estuarius	Doit être de 2 à 35	Doit être < 90	De 0 à 100 est acceptable	Doit être < 70
A. virginiana	Doit être de 15 à 35	De 0 à 100 est acceptable	Doit être < 90	Doit être < 35

Tableau 6 Résumé des limites d'application de la classe granulométrique

Station	Classe granulométrique du sédiment		
	Grains grossiers*	Grains fins	Argile
1	2,8	72,3	14,2
5	2,3	71,5	12,4
6	7,4	62,7	13,2
9	3,2	80,7	19,1
12	1,0	59,4	5,2
Port de St. Ann	4,4	68,5	10,5

* Les sédiments « grossiers » comprennent du gravier et un pourcentage de particules passant à travers un tamis de 30 mailles. Cette définition va quelque peu à l'encontre de celle donnée dans le tableau 5, mais elle a été utilisée parce que l'étude sur le port de Sydney a été réalisée avant que les limites d'application de la classe granulométrique des sédiments ne soient établies.

pour *A. virginiana*, afin d'assurer qu'un repère de protection pour comparer les résultats des essais biologiques de toxicité soit utilisé dans les décisions prises au sujet de l'immersion de déchets en mer.

Dans le cas de l'échantillon répété 1 pour *A. virginiana*, la survie moyenne après 10 jours est de 69 %. Par conséquent, cet échantillon ne satisferait pas au critère de comparaison des sites de référence avec les sites d'exposition. Toutefois, d'après K. Doe (communication personnelle, Environnement Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, 1998) et L. Porebski (communication personnelle, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa, Ontario, 1998), la moyenne d'intérêt lorsqu'un client présente une demande d'immersion de matières de dragage est la moyenne de tous les échantillons et sous-échantillons d'une station donnée. Dans le cas présent, le taux moyen global de survie pour la station de référence du port de St. Ann est de 77 %, et la comparaison des sites d'exposition avec ce site serait valide selon les critères actuels. Les moyennes de tous les sites pour la station de référence numéro 12 satisfont aux critères de survie minimale.

3.4.3 Critères de validité d'un essai spécifiques aux espèces. Un essai de toxicité pour les amphipodes pourrait satisfaire à certains critères de survie dans les sédiments témoins et de référence pour que les inférences fondées sur les résultats de l'essai soient valables (tableau 7).

3.5 Cote réussite-échec des stations

La présente section compare les réactions aux essais biologiques de toxicité avec la réaction à un essai de contrôle conformément aux critères réussite-échec établis par le personnel d'Environnement Canada. Les critères provisoires d'interprétation sont résumés au tableau 8.

Le Laboratoire de toxicologie de la Région de l'Atlantique d'Environnement Canada a interprété les essais biologiques de toxicité conformément aux critères provisoires d'interprétation d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1996). Ces résultats sont présentés au tableau 9 en même temps que les analyses effectuées par Zajdlik & Associates. À noter que, en ce qui concerne les essais sur les polychètes, ont a seulement utilisé des échantillons répétés en laboratoire; une comparaison entre les stations est donc impossible.

Les comparaisons avec le sédiment de contrôle sont faites au moyen d'un test de simulation (Edwards et Berry, 1987), semblable en principe au test de Dunnett; $\alpha = 0,05$ et le test est unilatéral. L'erreur de sous-échantillonnage est incorporée à la variance de l'erreur globale, mais le Laboratoire de toxicologie de la Région de l'Atlantique d'Environnement Canada a utilisé des sous-échantillons ou des échantillons répétés de laboratoire comme de vrais échantillons répétés, ce qui a diminué artificiellement la valeur de la variance de l'erreur globale. Le test a donc été artificiellement plus puissant. Dans le cas présent, les stations qui ne sont pas réellement différentes de la station de contrôle peuvent être jugées statistiquement différentes (de cette dernière). Cette façon de procéder n'est pas recommandée, bien qu'elle soit couramment employée. Dans le tableau qui suit, les décisions réussite-échec d'Environnement Canada (du Laboratoire de toxicologie de la Région de l'Atlantique) sont mentionnées en même temps que celles de Zajdlik & Associates.

Le tableau 9 indique que les réactions biologiques des organismes exposés aux sédiments du port de Sydney étaient généralement concordantes. Les résultats de la batterie d'essais montrent qu'en général, les stations 1, 5 et 6 n'ont pas satisfait aux critères réussite-échec d'Environnement Canada et qu'il en a souvent été ainsi pour la station 9. *L. pictus* et *D. excentricus* semblent être les espèces les plus sensibles et *R. abronius* la moins sensible. Lorsque le port de St. Ann sert de station de référence, *D. excentricus* est l'espèce la plus sensible, tandis que les essais sur *L. pictus* et *R. abronius* sont les moins sensibles. Cette interversion de la sensibilité relative de *Lytechinus pictus* est due au très faible pourcentage de fertilisation dans les sédiments du port de St. Ann. Lorsque la station 12 sert de référence, les essais sur *E. washingtonianus*, *A.*

Tableau 7 Résumé des pourcentages obligatoires de survie dans les sédiments de contrôle (EC, 1998a)

Espèce utilisée dans les essais biologiques de toxicité	Pourcentage minimum de survie	
	Contrôle	Référence
A. virginiana	80	70
E. estuarius	90	80
E. washingtonianus	85	75
R. abronius	90	80

Tous les essais de toxicité pour les amphipodes listés dans le tableau 7 satisfont aux critères de survie pour le sédiment de contrôle et la station de référence.

Tableau 8 Critères provisoires d'interprétation

Essai	Critère provisoire d'interprétation
Survie des amphipodes*	Une diminution significative de la survie d'au moins 20 % dans les sédiments pour essai comparativement aux sédiments de référence, ou de 30 % comparativement aux sédiments de contrôle.
Croissance et survie des polychètes	Essai en train d'être mis au point.
Bactéries photoluminescentes* (en phase solide)	Une CI50 inférieure à 1 000 mg de solides secs/L de diluant (ppm).
Fertilisation des échinides*	Une diminution significative de la fertilisation d'au moins 25 % dans l'eau interstitielle des sédiments pour essai comparativement à l'eau de contrôle.
Bioaccumulation	Une différence significative dans la bioaccumulation tissulaire comparativement au sédiment de contrôle ou de référence.

* Les critères permettant d'assurer la validité des essais sont mentionnés dans la publication d'Environnement Canada (1996).

virginiana et *V. fischeri* sont les plus sensibles, et ceux utilisant *D. excentricus* et *R. abronius* sont les moins sensibles.

La cote réussite-échec attribuée à une station lorsque les sédiments pour essai sont comparés aux sédiments de contrôle concorde très bien avec celle résultant de la comparaison avec les sédiments de référence. Les seules exceptions se sont produites lorsque les résultats à la station de référence du port de St. Ann ont été piètres relativement aux sédiments utilisés pour l'essai sur *L. pictus*. Lorsque la station 12 devient la station de référence, les très faibles pourcentages de fertilisation de *D. excentricus* ont rendu cet essai, qui était le plus sensible, celui qui est le moins sensible, et il en est de même pour l'essai sur *R. abronius*.

En outre, bien que le tableau ne l'indique pas, les critères relatifs aux essais ou aux seuils étaient plus rigoureux que le test statistique de signification. Par exemple, si ce test seulement avait été utilisé, il en serait résulté une augmentation du nombre de stations jugées différentes de la station de contrôle ou de référence. La section 6.6 présente une discussion sur le jugement expert conjugué à l'objectivité statistique.

D'après le guide actuel sur l'immersion des déchets en mer, une espèce seulement aurait été utilisée pour chaque paramètre de l'essai. Les décisions (fondées sur les critères réussite-échec figurant dans le tableau 9) auraient donc été prises tel qu'indiqué dans le tableau 10, compte tenu du fait que des échantillons répétés.

Les décisions sont fondées sur l'hypothèse que l'espèce ayant réussi l'essai a été choisie pour cet essai et que le résultat de l'essai de bioaccumulation utilisant l'échantillon répété numéro 1 aurait été le même pour d'autres échantillons répétés (en pratique, cet essai serait fait pour obtenir une confirmation). L'atténuation des impacts présume que la substance pourrait être éliminée en mer à condition de subir un traitement spécial.

Tableau 9 Résumé des essais de toxicité des sédiments se soldant par un échec

Essai/espèce	Valeur seuil[a] (en pourcentage, ou tel qu'indiqué)	Station/échantillon répété non conforme aux critères réussite-échec (Jackman et Doe, 1997[b])	Station non conforme aux critères réussite-échec comparativement à :		
			Sédiment de contrôle	Station de référence 12	Port de St. Ann
A. virginiana[b,c]	53,33/59,33/57,00	1/1,2,3, 5/3, 6/2,3	1, 5, 6	1, 5, 6	1, 5, 6
E. estuarius[b,c]	70,00/77,33/76,67	1/1,2,3	1	1	1
E. washingtonianus[c]	67,00/74,67/62,33	1/1,2,3, 5/1,3, 6/1,2,3	1, 5, 6	1, 5, 6	1, 6
R. abronius[b,c]	69,33/74,67/72,33	5/1	Aucune	Aucune	Aucune
D. excentricus[b]	68,83/-20,33/70,11	1/1, 5/1,3, 6/1,3, 9/1,2,3, 12/1,2,3	1, 5, 6, 9, 12	Aucune	1, 5, 6, 9, 12
L. pictus	55,67/33,83/-12,50	1/1, 5/2, 5/3, 6/2, 9/1, 9/2, 9/3, 12/3, port de St. Ann/1, port de St. Ann/2, port de St. Ann/3	5 , 9, port de St. Ann	5, 9	Aucune
Croissance et survie de *B. proboscidea*		Aucune[e]	Pas de répétition	Pas de répétition	Pas de répétition
Survie de *P. cornuta*		Aucune[e]	Pas de répétition	Pas de répétition	Pas de répétition
Croissance de *P. cornuta*		1, 9[e]	Pas de répétition	Pas de répétition	Pas de répétition
Bactéries photolumi-nescentes (en phase solide)[d]	CE50 <1 000 mg/L	1/1,2,3, 5/1,2,3, 6/1,2,3, 9/1	1, 5, 6	1, 5, 6	1, 5, 6
Concentration tissulaire de HAP totaux dans *M. nasuta*[f]	Différence significative		1,5,6 mais sans répétition	1,5,6 mais sans répétition	1,5,6 mais sans répétition

[a] La valeur seuil est le changement absolu minimum dans la réaction, tel qu'indiqué dans le tableau 8, appliqué à la réaction se produisant à la station prise comme station de référence. La première valeur de 53,33 % est donc égale à 83,33 – 30 % de survie dans les sédiments de contrôle. La deuxième valeur de 59,33 % est la valeur seuil lorsque la station 12 sert de comparaison et la valeur de 57,00 % représente la valeur seuil lorsque le port de St. Ann est utilisé comme station de référence.

[b] Jackman, P. et K.G. Doe, 1997, Toxicité des sédiments du port de Sydney, Nouvelle-Écosse – Résultats de l'étude de 1997 sur les gradients de pollution. Les RIO ont été calculés par K. Doe (communication personnelle, Environnement Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick, 1999) à l'aide des méthodes décrites.

[c] La décision réussite-échec est fondée sur une diminution significative de la survie de 30 % comparativement au sédiment de contrôle, ou de 20 % comparativement au sédiment de référence. Les chiffres sont présentés comme suit : valeur seuil pour le sédiment de contrôle/valeur seuil pour le sédiment de la station de référence numéro 12/valeur seuil pour le sédiment de la station de référence du port de St. Ann.

[d] CI50 moyenne corrigée pour l'humidité dans le cas de chaque station, comparée au critère réussite-échec de 1 000 mg de solides secs/L de diluant (~ ppm).

[e] Fondé sur une comparaison statistique de sous-échantillons ou d'échantillons répétés de laboratoire des sédiments contaminés et de contrôle (Jackman et Doe, 1997).

[f] **Cette comparaison utilise des sous-échantillons plutôt que des échantillons répétés; la puissance des comparaisons est donc artificielle.**

Tableau 10 Décisions théoriques réussite-échec (R-E) fondées sur les résultats obtenus pour les échantillons répétés de terrain*

Échantillon répété	1	5	6	9	12
1	Tous les amphipodes - **E** Tous les échinides – **E** Essai Microtox® - **E** Bioaccumulation – **E**	*A. virgin* et *E. est* – **R** *L. pictus* - **R** Essai Microtox® - **E** Bioaccumulation – **E**	*A. virgin, R. abron.* et *E. est* - **R** *L. pictus* - **R** Essai Microtox® - **E** Bioaccumulation - **E**	Tous les amphipodes - **R** Tous les échinides - **E** Essai Microtox® - **E** Bioaccumulation - **R**	Tous les amphipodes - **R** *L. pictus* – **R** Essai Microtox® - **R** Bioaccumulation – **R**
2	*Repoxinius* - **R** Tous les échinides – **R** Essai Microtox® -**E**	Tous les amphipodes - **R** *D. excentric.*- **R** Essai Microtox® - **E**	*R. abron.* et *E. est* - **R** *D.excentric.* – **R** Essai Microtox® - **E**	Tous les amphipodes - **R** Tous les échinides - **E** Essai Microtox® -**R**	Tous les amphipodes - **R** *L. pictus* – **R** Essai Microtox® - **R**
3	*Repoxinius* - **R** Tous les échinides – **R** Essai Microtox® - **E**	*R. abron.* et *E.est*- **R** Tous les échinides - **E** Essai Microtox® - **E**	*R. abron* et *E. est* - **R** *L. pictus* – **R** Essai Microtox® - **E**	Tous les amphipodes - **R** Tous les échinides - **E** Essai Microtox® -**R**	Tous les amphipodes - **R** Tous les échinides – **E** Essai Microtox® - **R**
Décision	pas d'élimin. à 1 pas d'élimin. à 2 pas d'élimin. à 3	pas d'élimin. à 1 pas d'élimin. à 2 pas d'élimin. à 3	pas d'élimin. à 1 pas d'élimin. à 2 pas d'élimin. à 3	pas d'élimin. à 1 atténuation à 2 atténuation à 3	élimination à 1 élimination à 2 atténuation à 3

* Seulement un échantillon par station a été prélevé pour les essais de bioaccumulation. Ces échantillons ont donc été divisés en sous-échantillons. Comme les comparaisons statistiques utilisent des sous-échantillons plutôt que des échantillons répétés, leur puissance est artificielle. La décision réussite-échec pour la bioaccumulation est fondée sur le même ensemble de données et présentée seulement dans la première rangée du tableau 10.

3.6 Analyses physiques et chimiques des sédiments

Les résultats moyens des analyses physiques et chimiques des sédiments et de l'eau interstitielle sont ici présentés. Le tableau 11 résume les variables des sédiments (valeur moyenne/écart-type). Le tableau 12 résume les variables de l'eau interstielle. Lorsque des données sur les échantillons répétés de terrain sont disponibles, l'écart-type est aussi indiqué après la valeur moyenne.

En général, les concentrations des métaux sont inférieures à la limite de détection, exception faite du Hg à la station 1 et du Zn au port de St. Ann. Les ratios MES/SVA ne sont jamais supérieurs à 1, ce qui indique que les métaux ne sont pas présents dans l'eau interstitielle en quantité suffisante pour que la capacité de liaison de cette dernière avec les SVA soit dépassée. Comme on a oublié de doser le Ni, le total des MES a été sous-estimé. Toutefois, comme la concentration mesurée de Ni dans l'eau interstitielle est inférieure à la limite de détection, qui est de 2 mg/L, il est probable que les ratios réels MES/SVA resteront inférieurs à 1. Les BPC sont décelables seulement dans les trois premières stations le long du gradient, tandis que les HAP ont été décelés dans les quatre premières stations seulement.

3.6.1 Résumé des mesures physiques et chimiques disponibles (tableau 13)

La profondeur des stations, la salinité, la température, la conductivité et la concentration d'oxygène dissous dans l'eau à des intervalles de 3 m à partir de la surface jusqu'au fond, ainsi que les coordonnées du système de positionnement global et une description qualitative des sédiments prélevés sont aussi disponibles (voir l'annexe A, Données de terrain).

Tableau 11 Résumé des variables des sédiments

Variables	Stations					
	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Métaux (µg/g de poids sec)						
Hg	0,708/0,305*	0,486/0,03	0,333/0,01	0,038/0,001	0,024/0,006	0,055/0,001
As	41/3	39,333/3,786	32,667/2,517	10/0	9,667/0,577	15,667/5,132
Cd	1,167/0,153	0,927/0,085	0,467/0,141	0,147/0,081	0,08/0	0,247/0,012
Cr	81,233/7,217	86,567/22,938	61,7/5,789	33,9/3,534	24,1/1,153	41,933/2,916
Cu	101,333/3,512	73,667/4,637	53,7/4,158	22,7/0,361	13/1,732	37,3/0,4
Pb	285,667/26,312	214/7,55	133,333/5,774	32/2,646	21/1,732	37/2,646
Ni	34,667/0,577	37/2	37,667/1,155	24,667/1,155	18/1	27,333/0,577
Ag	2/0	2/0	2/0	2/0	2/0	2/0
Zn	516,267/50,816	865,667/749,436	281,567/19,798	91,1/1,54	56,2/3,812	84,233/0,351
BPC (ng/g de poids sec)						
BPC totaux	2095,023/861,506	1186,23/348,893	642,735/68,498	-69,131/4,049	-63,561/1,116	-30,847/120,013
Poids sec (g)	4,853/0,423	4,834/0,291	5,197/0,365	7,202/0,426	7,792/0,158	4,841/0,314
HAP (ng/g de poids sec)						
Naphtalène	3982,435/886236,982	1617,295/228888,665	599,752/3750,125	59,352/108,958	21,797/13,866	4,785/1,021
Méthyl-2 naphtalène	1161,378/84039,966	710,909/22090,281	361,33/2907,549	88,167/262,524	39,795/5,591	5,56/0,257
Méthyl-1 naphtalène	735,118/28447,895	485,867/6977,545	260,151/1466,355	67,07/143,448	29,578/1,222	6,363/0,361
Diméthyl-2,6 naphtalène	716,182/24587,576	449,565/5786,11	238,984/989,323	56,558/93,875	27,785/3,608	0/0
Acénaphtylène	690,127/22186,793	372,337/2627,082	202,436/2349,982	7,209/2,019	1,13/0,179	0/0
Acénaphtène	419,286/9481,441	259,197/3569,849	152,429/1997,504	27,619/148,56	2,671/0,094	0,868/0,007
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	S/O	S/O	S/O	S/O	S/O	0/S/O
Fluorène	1636,157/83833,504	901,975/42009,474	432,14/484,075	50,378/135,725	12,413/0,389	5,144/0,199
Phénanthrène	8839,264/2408925	4929,827/953506,5	2427,151/61099,72	340,478/11139,88	50,542/196,316	13,347/3,517
Anthracène	5498,471/1204490	2787,591/312358	1362,971/32028,61	125,853/1312,1	41,734/7,663	9,373/1,342
Méthyl-1 phénanthrène	932,712/6463,562	567,783/6774,507	264,325/6701,992	58,653/121,688	15,919/3,593	0,979/2,874
Fluoranthène	13651,301/4564063	6054,457/942833,6	2950,918/41360,58	337,512/7905,176	41,23/262,417	31,941/4,269
Pyrène	19589,421/22524310	6888,913/945672,3	3450,766/25696,41	289,418/5033,69	34,936/51,939	24,558/7,272
Benzo(*a*)anthracène	14229,563/5114055	6848,022/1050705	3147,776/63196,41	283,823/3576,512	24,931/3,463	22,432/43,278
Chrysène	17391,319/8247566,82	8184,197/1500450,97	3798,197/51278,354	312,285/2220,575	30,772/17,565	23,002/32,062
Benzo(*b*)fluoranthène	27017,223/31935430	9470,852/819391,1	3476,122/27101,88	261.862/1604,273	19,882/2,329	37,435/1,487
Benzo(*k*)fluoranthène	10760,32/4323773	4222,973/167416,1	1621,6/187614,8	81,708/184,096	4,979/0,32	8,948/9,41
Benzo(*e*)pyrène	12006,685/5277013	5073,646/684284,1	2005,741/21176,32	108,579/288,475	9,162/1,318	17,59/2,361
Benzo(*a*)pyrène	23464,113/24031510	8502,341/1219261	3352,986/47869,2	193,527/1247,788	11,375/2,342	17,88/2,015
Pérylène	10804,859/4310743	4158,546/470902,1	1529,271/8079,207	84,455/373,671	8,977/3,872	65,646/40,565

Variables	Stations					
	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	20076,987/17091900	7092,662/38102,6	2577,197/49100,06	178,978/736,443	9,295/5,634	40,749/14,372
Dibenzo(*a,h*)anthracène	4223,435/620459,431	1871,473/4829,516	671,267/2868,767	44,725/75,597	0/0	0/0
Benzo(*g,h,i*)pérylène	14390,661/8315889	5476,129/37894,87	2030,201/14800,92	121,207/835,753	7,296/10,961	29,818/6,151
HAP totaux	212217,02/1725983000	86926,557/101934100	36918,038/3800310	3179,414/336709,3	446,198/3533,43	373,617/834,271
NH3 (mg d'azote ammoniacal/g de poids sec)	43,083/196,521	36,828/3,139	38,165/52,862	32,568/21,234	13,573/3,154	45,638/56,943
Sulfures (mg S/g de poids sec)	95,776/1978,824	103,817/1770,73	61,146/525,56	18,009/38,957	27,267/61,652	116,956/3950,251
Potentiel d'oxydoréduction (mV)	-78,867/694,86	-64,322/3836,587	-41,044/139,03	-21,067/2437,208	78,433/7215,678	48,356/32589,205
% d'humidité	69,1/1,1	69,733/1,582	68,067/2,203	37,133/0,503	26,733/1,102	75,167/0,961
COT (µg/g)	96066,67/3544,479	81200/14988,996	47900/1808,314	18800/1126,943	8060/1338,768	35933,33/1305,118
% de gravier	0,1/0	0,1/0	0,1/0	0,1/0	0,1/0	0,1/0
% de sable	27,7/1,609	28,5/1,493	37,1/3,005	18,433/0,586	39,8/1,375	31,5/0,656
% de limon	58,1/1,664	59,133/3,266	49,533/3,007	61,6/0,854	54,2/1,493	58/2,858
% d'argile	14,233/0,493	12,4/2,563	13,233/3,98	19,133/1,258	5,2/0,625	10,533/2,344

* Les valeurs indiquées sont les suivantes : moyenne/écart-type.

En général, les concentrations de métaux diminuent le long du gradient, mais augmentent de nouveau à la station de référence, bien que celles dans le port de St. Ann ne soient pas aussi élevées qu'à la station 1. Les concentrations de BPC et de HAP diminuent généralement de façon monotone le long du gradient.

Tableau 12 Résumé des variables de l'eau interstitielle

Station	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Ammoniac (mg d'azote ammoniacal/L)	8,732/6,93	7,897/0,996	8,779/2,006	27,617/4,72	25,561/6,93	7,401/0,365
pH	7,66/0,001	7,663/0,004	7,697/0	7,723/0,022	7,833/0,036	7,46/0,006
Métaux (en mg/L, sauf pour Hg, en µg/L)						
Hg	0,121	0,06	so	< 0,05	0,06	< 0,05
As	< 6	< 6	so	< 6	< 6	< 6
Cd	< 0,6	< 0,6	so	< 0,6	< 0,6	< 0,6
Cr	0,7	< 0,6	so	0,6	< 0,6	1,3
Cu	< 0,6	< 0,6	so	< 0,6	< 0,6	< 0,6
Pb	< 6	< 10	so	< 6	< 6	< 6
Ni	< 2	< 2	so	< 2	< 2	< 2
Ag	1	2	so	1	2	1
Zn	< 0,2	< 0,2	so	< 0,2	< 0,2	2,1
Variables MES/SAV (µmole/g de poids sec)						
MES-Cu	0,131	0,110	0,079	0,138	0,066	0,100
MES-Zn	5,11	4,53	2,88	0,603	0,255	0,572
MES-Pb	0,757	0,022	0,180	0,032	1,65	0,057
MES-Cd	9,29	8,57	4,51	1,04	0,42	2,13
MES-Hg	0,020	0,051	0,049	0,012	0,008	0,026
MES totaux (µmole/g de poids sec)*	15,309	13,283	7,697	1,825	2,401	2,882
SAV (µmole/g de poids sec)	36,04	34,69	26,77	13,95	4,40	23,6
Ratio MES/SAV	0,42	0,38	0,29	0,13	0,55	0,12
BPC (µg/L)						
BPC	0,76	0,97	0,46	< 0,48	< 0,51	< 0,44
HAP (µg/L)						
HAP totaux	21,11	11,16	6,10	1,50	< 0,33	< 0,71
Naphtalène	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,02
Méthyl-2 naphtalène	0,02	0,02	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Méthyl-1 naphtalène	0,02	0,02	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Diméthyl-2,6 naphtalène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acénaphtylène	< 0,03	< 0,03	< 0,05	< 0,05	< 0,04	< 0,04
Acénaphtène	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Fluorène	0,03	0,02	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Phénanthrène	0,23	0,17	0,12	0,04	0,01	0,01
Anthracène	0,33	0,26	0,16	0,05	< 0,02	0,02
Méthyl-1 phénanthrène	< 0,02	< 0,02	< 0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoranthène	0,62	0,28	0,19	0,11	0,04	0,05
Pyrène	2,97	1,35	0,77	0,10	0,01	0,03
Benzo(*a*)anthracène	0,70	0,30	0,22	0,09	0,01	0,02
Chrysène	1,03	0,56	0,30	0,08	< 0,01	0,02
Benzo(*b*)fluoranthène	3,31	1,82	0,94	0,16	0,01	0,06
Benzo(*k*)fluoranthène	1,28	0,59	0,31	0,06	< 0,01	0,02
Benzo(*e*)pyrène	1,73	0,98	0,42	0,09	< 0,01	0,04
Benzo(*a*)pyrène	2,99	1,56	0,80	0,11	< 0,01	0,03
Pérylène	0,74	0,22	0,13	0,03	< 0,01	0,09
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	2,53	1,50	0,79	0,16	< 0,01	0,07
Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,57	0,25	0,15	0,04	< 0,01	0,01
Ben(*g,h,i*)pérylène	1,86	1,13	0,57	0,21	< 0,01	0,10

* Comme le Ni extrait simultanément avec les autres métaux n'a pas été dosé par l'entrepreneur, il n'est pas inclus dans le calcul des MES totaux. Toutefois, les valeurs du Ni dans l'eau interstitielle pour le nickel total extractible sont inférieures à la limite de détection, qui est de 2 mg/L.

Tableau 13 Résumé des mesures physiques et chimiques disponibles

Type de mesure	Nombre d'échantillons répétés de terrain par station
Métaux dans les sédiments	3 (station de référence 12, échantillon répété manquant 1, Cd)
BPC dans les sédiments	3
HAP dans les sédiments	3
Sulfures et ammoniac dans les sédiments	3
Classe granulométrique des sédiments	3
Carbone organique total dans les sédiments	3
Métaux dans l'eau interstitielle	1 (données de la station 6 manquantes)
BPC dans l'eau interstitielle	1
HAP dans l'eau interstitielle	1
Ammoniac dans l'eau interstitielle	3
Sulfures acides volatils	1
Métaux extraits simultanément	1
Potentiel d'oxydoréduction	3
pH de l'eau interstitielle	3
Salinité de l'eau interstitielle	3

Tests des hypothèses

Pendant les analyses, il est devenu évident que la station de référence du port de St. Ann ne se comportait pas comme telle en ce qui concerne la structure de la communauté benthique *in situ*. Comme l'interprétation de l'efficacité relative des méthodes d'évaluation des sédiments dépend en partie de l'efficacité d'une méthode comparativement à une station de référence, la définition des conditions de référence est discutée.

Bon nombre de définitions d'une station de référence ont été formulées, mais la plus pragmatique est peut-être la suivante :

Dans la mesure du possible, les conditions de référence sont identiques aux conditions d'exposition, exception faite de l'intervention examinée.

Dans l'étude sur le port de Sydney, l'intervention d'intérêt était le gradient de contaminants, surtout de HAP et de BPC. Le port de St. Ann a donc été choisi comme station de référence parce que les seules sources connues de HAP et de BPC étaient les dépôts atmosphériques. En outre, on s'est efforcé d'assurer que les facteurs non contaminants, comme la classe granulométrique et le COT, ne différaient pas dans les conditions de référence et d'exposition.

Même si le port de St. Ann satisfaisait à la définition des conditions de référence formulée précédemment, l'analyse des données a montré que la communauté benthique à cet endroit était semblable à celle observée dans le haut du gradient (la partie la plus contaminée). En outre, Arenicola Marine (1997) a conclu que la communauté benthique *in situ* à la station du port de St. Ann était dégradée.

Pour déterminer l'efficacité relative des méthodes d'évaluation des sédiments, deux différents sites de référence (le port de St. Ann et la station numéro 12) sont donc utilisés. Les deux évaluations commencent à l'hypothèse 4. Les sections suivantes décrivent les méthodes e employées pour tester chaque hypothèse et indiquent les conclusions atteintes.

4.1 H1 : Homogénéité des facteurs confondants

La présente section examine l'hypothèse nulle Ho : **Les facteurs confondants potentiels sont-ils homogènes d'une station à l'autre?** Cette hypothèse est testée pour vérifier si le choix des stations a permis d'atteindre le but du plan de l'étude consistant à réduire au minimum l'effet des facteurs confondants connus comme le COT, la classe granulométrique, l'ammoniac et le potentiel d'oxydoréduction.

L'hypothèse est d'abord testée au moyen du test non paramétrique de Kruskal-Wallis (tableaux 14, 15 et 16). Les variables qui sont significativement différentes d'une station à l'autre ($p < 0,05$) sont mises en évidence.

L'analyse montre que toutes les variables du tableau 14, à l'exception du pH de l'eau interstitielle, varient significativement d'une station à l'autre. Comme le choix des stations de référence est quelque peu problématique, l'hypothèse nulle relative à l'homogénéité des variables confusionnelles est de nouveau testée en retranchant séparément le site de référence du port de St. Ann et celui de la station 12.

Toutes les variables du tableau 15, à l'exception du pH de l'eau interstitielle, varient significativement d'une station à l'autre. Il en est de même pour les variables du tableau 16, à l'exception du pH de l'eau interstitielle et du pourcentage d'argile.

Les analyses combinées montrent que le pH de l'eau interstitielle demeure constant dans toutes les stations. Lorsque la station de référence numéro 12 est retranchée, le pourcentage d'argile ne varie pas significativement d'une station à l'autre, ce qui veut dire que ce

pourcentage, à la station 12, n'est pas le même que dans les autres stations. En raison de leur importance comme facteurs confondants potentiels, le COT, le potentiel d'oxydoréduction, la classe granulométrique, le pH ainsi que les concentrations d'ammoniac et de sulfures sont examinés plus en détail.

Les variables confusionnelles potentielles le long du gradient sont présentées graphiquement dans les figures 21 à 26.

Tableau 14 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : toutes les stations

Variable	Kruskal-Wallis χ^2	Degrés de liberté	Valeur de P
COT	16,2156	5	0,0063
Pourcentage d'humidité	15,0331	5	0,0102
Sable	15,8175	5	0,0074
Limon	13,4174	5	0,0198
Argile	13,6866	5	0,0177
Eh	30,5927	6	< 0,0001
Ammoniac dans les sédiments	40,7095	6	< 0,0001
Ammoniac dans l'eau interstitielle	46,6413	6	< 0,0001
pH de l'eau interstitielle	11,1025	6	0,0853
Sulfures	47,4889	6	< 0,0001

Tableau 15 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : port de St. Ann retranché

Variable	Kruskal-Wallis χ^2	Degrés de liberté	Valeur de P
COT	12,9815	4	0,0114
Pourcentage d'humidité	11,2952	4	0,0234
Sable	12,4138	4	0,0145
Limon	11,9296	4	0,0179
Argile	11,1449	4	0,025
Eh	32,4888	5	< 0,0001
Ammoniac dans les sédiments	34,7565	5	< 0,0001
Ammoniac dans l'eau interstitielle	41,0016	5	< 0,0001
pH de l'eau interstitielle	5,2082	5	0,391
Sulfures	42,149	5	< 0,0001

Tableau 16 Résumé des tests de Kruskal-Wallis : station de référence numéro 12 retranchée

Variable	Kruskal-Wallis χ^2	Degrés de liberté	Valeur de P
COT	12,9815	4	0,0114
Pourcentage d'humidité	11,2952	4	0,0234
Sable	12,8813	4	0,0119
Limon	9,5253	4	0,0492
Argile	9,3751	4	0,0524
Eh	21,9077	5	0,0005
Ammoniac dans les sédiments	25,0282	5	0,0001
Ammoniac dans l'eau interstitielle	34,4793	5	< 0,0001
pH de l'eau interstitielle	8,8385	5	0,1157
Sulfures	36,0984	5	< 0,0001

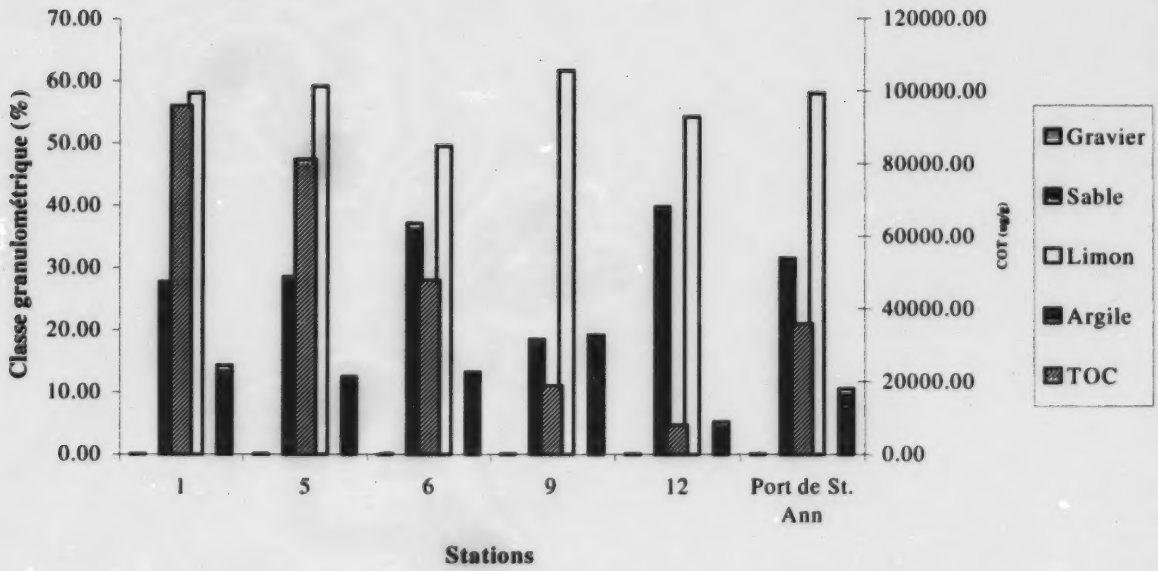


Figure 21 Caractéristiques physiques des sédiments. Le COT suit le gradient des HAP, au contraire des paramètres physiques.

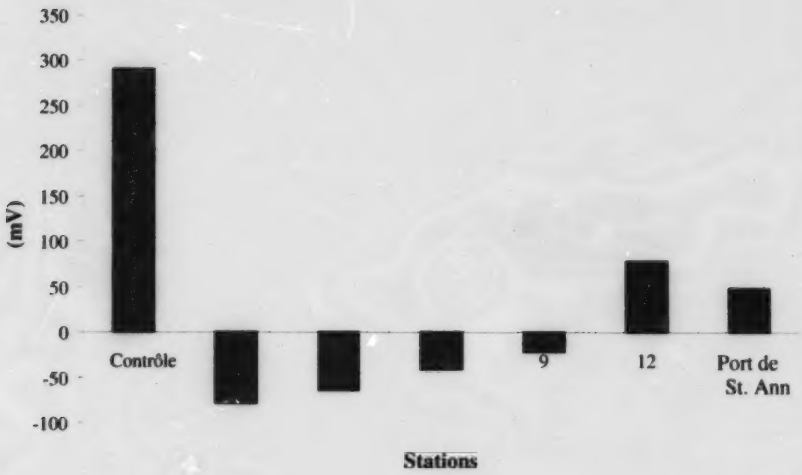


Figure 22 Potentiel d'oxydoréduction en fonction des stations. Le diagramme indique des conditions réductrices dans le haut du gradient qui deviennent graduellement oxydantes à la station de référence numéro 12. Eh diminue dans les sédiments anoxiques, mais peut aussi être réduit par les acides humiques et certains métaux, notamment par le fer ferreux. Un test de corrélation des rangs entre le fer de l'eau interstitielle et Eh n'est pas significatif (le coefficient de corrélation des rangs de Spearman = 0,8 et p = 0,134). Les concentrations d'oxygène ou d'acides humiques peuvent donc influer sur le potentiel d'oxydoréduction. Comme Eh est étalonné à pH neutre, le diagramme suivant indiquant la valeur du pH en fonction des stations devrait être examiné en même temps que celui du potentiel d'oxydoréduction.

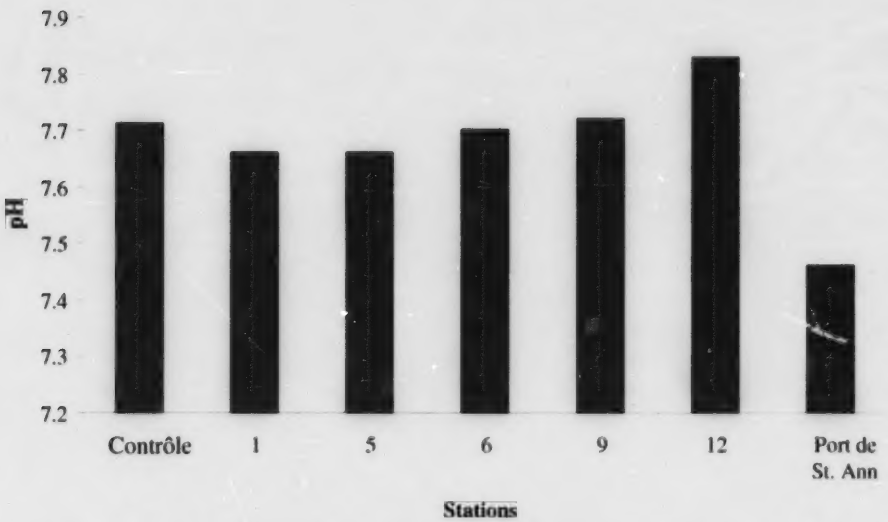


Figure 23 pH de l'eau interstitielle en fonction des stations. Le pH est le plus faible à la station de référence du port de St. Ann, mais non de façon statistiquement significative.

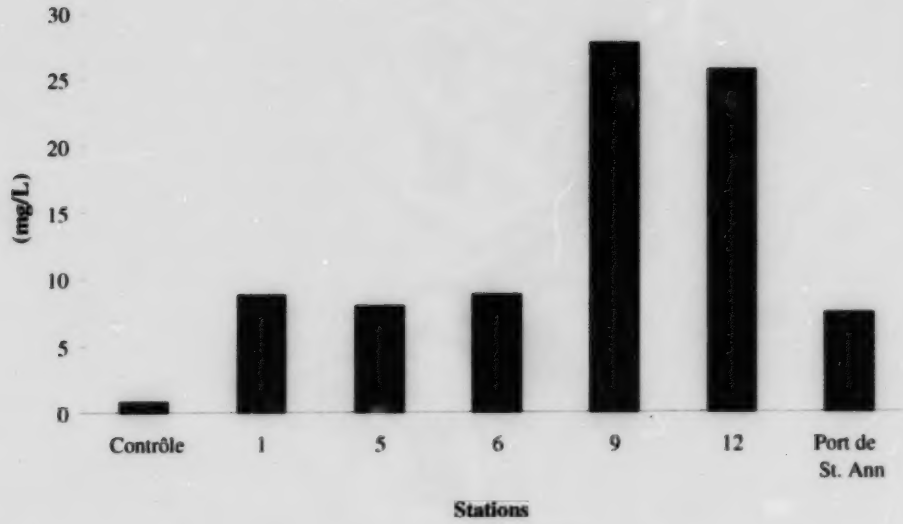


Figure 24 Teneur en ammoniac de l'eau interstitielle en fonction des stations. La teneur est la plus élevée dans les stations 9 et 12.

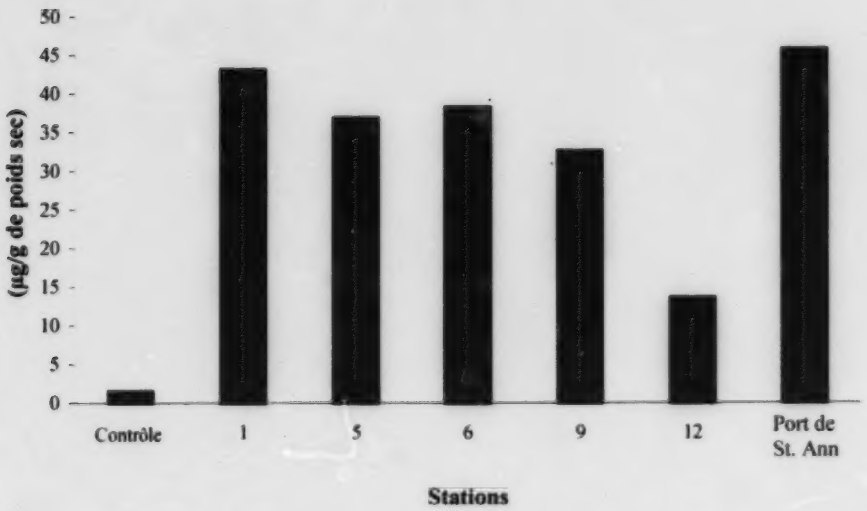


Figure 25 Teneur en ammoniac des sédiments en fonction des stations. La teneur diminue le long du gradient, mais elle augmente de façon statistiquement significative à la station de référence du port de St. Ann.

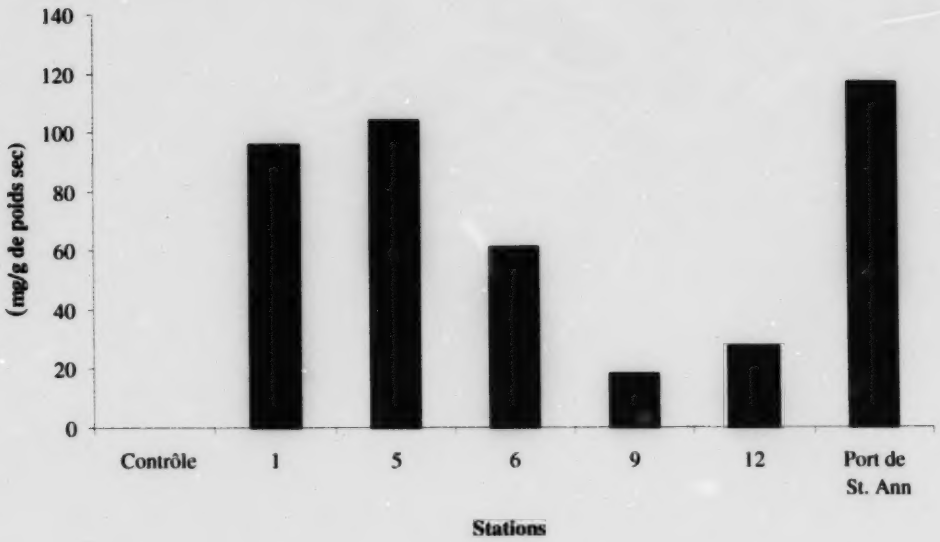


Figure 26 Teneur en sulfures des sédiments en fonction des stations. Comme pour l'ammoniac, la teneur en sulfures diminue le long du gradient, mais elle augmente de façon statistiquement significative à la station de référence du port de St. Ann.

En général, les caractéristiques de la station du port de St. Ann (le COT ainsi que les teneurs en azote ammoniacal et en sulfures des sédiments et de l'eau interstitielle) sont semblables à celles des stations dans le haut du gradient. Toutefois, le pH de l'eau interstitielle est beaucoup plus faible à la station du port de St. Ann, ce qui n'est toutefois pas significatif.

4.2 H2 : Prédiction des réactions aux essais biologiques de toxicité

La présente section examine les hypothèses nulles suivantes :

- Ho 2a : **Les facteurs confondants influent-ils sur les réactions aux essais biologiques de toxicité?**

- Ho 2b : **Les réponses aux doses sont-elles prévisibles?**

On a vu dans la section précédente que certains facteurs confondants varient appréciablement d'une station à l'autre. Les différences dans les réactions peuvent donc être dues au gradient de HAP et/ou à des facteurs confondants. La présente section examine la relation entre les variables indépendantes et les neuf essais biologiques de toxicité.

4.2.1 Corrélation entre les variables indépendantes

La corrélation entre les substances toxiques et les caractéristiques physicochimiques des sédiments d'une station à l'autre est examinée pour comprendre la covariance de ces paramètres, ce qui est extrêmement important pour la mise au point et l'interprétation d'un modèle. En voici un exemple.

Prenons deux variables d'un sédiment, [Cu] et le pourcentage d'argile. S'il existe une très forte corrélation entre ces deux variables, un modèle comme Mortalité = a + b * [Cu] est fonctionnellement le même que le modèle Mortalité = a + b * pourcentage d'argile, en ce sens que les deux modèles donneront des chiffres semblables pour la mortalité. Un algorithme de construction par étapes d'un

modèle choisira entre [Cu] et le pourcentage d'argile comme variable indépendante, selon divers critères, mais pas les deux, en raison de leur forte corrélation. Compte tenu des critères utilisés dans la routine de calcul statistique, l'un ou l'autre modèle pourrait être produit.

Toutefois, l'interprétation des deux modèles varie considérablement. Dans un cas, on pourrait dire que la substance toxique n'influe pas sur la mortalité, ou encore que la réaction s'explique par les variables environnementales. Dans l'autre modèle, la mortalité observée est reliée au [Cu] dans le sédiment.

Donc, si la corrélation entre les variables indépendantes est connue, *a priori*, les deux modèles peuvent être mieux interprétés. Dans l'annexe A, le tableau A-19 indique la corrélation des rangs (r) entre les paires de contaminants des sédiments dont la valeur absolue est supérieure à une valeur arbitraire de 0,90. Ce tableau montre que les HAP sont fortement corrélés les uns avec les autres, ce qui laisse supposer que l'ensemble de données contient beaucoup de renseignements redondants. Ce type de corrélation rend difficiles l'ajustement du modèle et le processus d'évaluation. Les HAP totaux sont ensuite substitués aux HAP individuels. Le tableau 17 indique la corrélation des rangs (r) entre des paires de variables indépendantes (une fois les HAP individuels retranchés) dont la valeur absolue est supérieure à une valeur arbitraire de 0,90. À noter que d'autres paires de variables sont aussi corrélées, mais plus faiblement.

Les métaux d'intérêt sont fortement corrélés les uns avec les autres. Comme il n'existe pas actuellement de résumé générique utile pour les métaux, l'ensemble suivant de données variables pour les sédiments est utilisé dans les analyses subséquentes : As, Cd, Cr, Cu, poids sec (du sédiment), Hg, Ni, BPC, Pb, HAP totaux et Zn.

La corrélation entre les variables de l'eau interstitielle est examinée. Comme les métaux, les HAP et les BPC présents dans l'eau interstitielle ont été dosés une fois seulement par station, tandis que le dosage d'autres variables a été répété, les moyennes des résultats sont utilisées dans le calcul des corrélations. Le tableau A-20 de l'annexe A indique la corrélation des rangs (r) entre des paires de variables indépendantes de l'eau interstitielle dont la valeur absolue est supérieure à une valeur arbitraire de 0,90.

Dans ce tableau, comme pour les variables des sédiments, les HAP dans l,eau interstitielle sont fortement corrélés. Les HAP totaux servent à résumer l'ensemble de données sur les HAP et à recalculer les corrélations entre les variables de l'eau interstitielle. Le tableau 18 indique la corrélation des rangs (r) entre des paires de variables indépendantes (une fois les HAP individuels retranchés) dont la valeur absolue est supérieure à une valeur arbitraire de 0,90.

Lorsque les HAP totaux sont substitués aux HAP individuels, il s'ensuit une diminution marquée du nombre de variables corrélées. Dans les procédures suivantes de mise au point d'un modèle de régression, les HAP totaux dans l'eau interstitielle sont substitués aux HAP individuels. À noter qu'un signe moins placé avant la valeur de la corrélation indique une corrélation négative. Par exemple, lorsque l'ammoniac augmente, les sulfures diminuent. La grandeur de la valeur absolue de la corrélation va de pair avec la force de la relation. Les corrélations proches de 1 ou de –1 sont fortes et celles proches de 0 sont faibles.

4.2.2 Modélisation informatisée des réactions aux essais biologiques de toxicité

Les réactions pour les variables indépendantes sont calculées par régression à l'aide d'une méthode informatisée de modélisation en raison du grand nombre de variables prédictives potentielles (12 pour l'eau interstitielle et 12 pour les sédiments). À noter que les statisticiens désapprouvent en général les méthodes informatisées de modélisation parce que l'algorithme n'inclut pas de variables indépendantes connues dans le modèle. Dans les études de contrôle de processus, c'est souvent parce que le contrôle étroit des variables prédictives connues entraîne une faible variabilité des valeurs et, donc, l'exclusion du modèle. D'autres critiques des méthodes informatisées de sélection des variables portent sur le contournement de la réflexion dans la modélisation.

Tableau 17 Résumé des corrélations des rangs entre les variables réduites des sédiments, $|r| \geq 0,90$

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
As	Cd	0,9074
As	Cu	0,9254
As	Pb	0,9392
Cd	Cu	0,9608
Cd	BPC	0,9577
Cd	Pb	0,9698
Cu	Hg	0,9071
Cu	BPC	0,9203
Cu	Pb	0,9736
Hg	Pb	0,9326
BPC	Pb	0,9345

Tableau 18 Résumé des corrélations des rangs entre les variables réduites de l'eau interstitielle, $|r| \geq 0,90$

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Cr	Zn	0,9899
Cr	pH	-0,9837
BPC	Eh	-0,9187
BPC	HAP	0,9813
Zn	pH	-0,9530
Ammoniac	Sulfures	-0,9142

Dans le cas présent, comme il y a 24 variables indépendantes potentielles et neuf essais biologiques de toxicité, il faut ajuster neuf modèles. Si l'on s'en tient aux modèles linéaires avec des termes du premier degré et sans interactions, il faudra, pour 10 prédicteurs, examiner 1 961 256 modèles dans le cas de chacun des neuf essais biologiques de toxicité. En raison du grand nombre de réactions et de variables prédictives potentielles, des méthodes informatisées de sélection des variables sont employées. Les résultats devraient être considérés comme exploratoires, et d'autres méthodes de sélection des variables peuvent donner lieu à des modèles différents. La comparaison des modèles pour chacune des réactions est robuste, mais la comparaison de ces modèles avec d'autres décrits dans les publications ne l'est peut-être pas.

La régression par degrés est une méthode informatisée intéressante du point de vue théorique. D'autres méthodes, comme la régression multiple ascendante, et notamment la

régression descendante, incluent généralement beaucoup trop de variables dans le modèle, en particulier lorsqu'elles sont fortement corrélées. Le tableau 19 donne les coefficients pour les variables incluses dans le modèle final. Les modèles résumant une importante proportion de l'ensemble de données sont mis en évidence dans la rangée « valeur de P du modèle ». La plupart des réactions aux essais biologiques de toxicité sont bien décrites, comme l'indiquent les indicateurs de la qualité de l'ajustement, qui sont élevés ou très élevés, exception faite pour *R. arbonius*. L'ensemble de données sur *R. arbonius* est très variable (voir la figure 3), car on observe seulement une diminution minimale de la survie dans les stations 5 et 6. Bien que la valeur de P pour le modèle soit significative ($< \alpha = 0,05$), ce modèle est mal ajusté aux données et devrait donc être rejeté. L'ensemble de données sur *L. pictus* est aussi extrêmement variable. La valeur élevée du pseudo-R^2 ou de l'indicateur de la qualité de l'ajustement est un artefact de l'utilisation de nombreuses variables pour représenter l'ensemble de données bruitées. Ce modèle devrait aussi être rejeté. Le modèle pour *D. excentricus* devrait aussi être rejeté parce qu'il ne décrit pas une proportion significative de la variabilité de l'ensemble de données. La valeur très élevée de l'indicateur de la qualité de l'ajustement est un artefact de l'utilisation de nombreuses variables pour représenter l'ensemble de données bruitées.

Le modèle pour *A. virginiana* décrit quasiment une proportion significative de la variabilité totale de l'ensemble de données, car la valeur de P est légèrement supérieure seulement à la valeur seuil généralement acceptée pour la signification, soit $\alpha = 0,05$.

Les variables de l'eau interstitielle corrélées avec les réactions observées pour les cinq ensembles de données bien décrits (6, si l'on inclut *A. virginiana*) sont plus nombreuses que celles des sédiments. En dépit de leur hétérogénéité d'une station à l'autre, les facteurs confondants ne jouent pas un rôle important dans les réactions observées. Seul l'essai sur *V. fischeri* est corrélé avec l'ammoniac dans les sédiments et l'essai sur *E. estuarius* est corrélé avec le pourcentage de limon.

Interprétation du tableau 19

Les colonnes constituent un modèle pour une réaction donnée. Dans les rangées où les noms des variables sont inscrits à gauche, un coefficient est indiqué seulement si cette variable a été incluse dans le modèle. Les trois dernières rangées indiquent la qualité de l'ajustement, le type de modèle utilisé pour décrire la réaction et dans quelle mesure le modèle décrit la variabilité de la réaction. Le modèle utilisé pour A. virginiana *est indiqué à la fin de la première colonne des réactions. Les variables qui ont été utiles pour prédire la survie de* A. virginiana *sont le Pb (coefficient de 0,309) et les HAP totaux (coefficient de –0,223). Le modèle décrit (approximativement, voir la note en bas de page en-dessous du tableau) 81,6 % de la variation relative au pourcentage de survie. La signification du modèle est de 0,0718 %. On peut conclure que le modèle logistique, même s'il décrit une proportion raisonnable de la variabilité de la réaction (81,6 %), ne tient pas compte d'une proportion significative de cette variabilité, car la valeur de P, soit 0,0718, n'est pas inférieure à la valeur ordinairement acceptée de 0,05.*

Tableau 19 Résumé de la régression des réactions aux essais biologiques de toxicité sur les variables des sédiments et de l'eau interstitielle

Variable	Survie				Pourcentage de fertilisation		Gain pondéral		CI50
Essai biologique de toxicité	*A. virginiana*	*E. estuarius*	*E. washing-tonianus*	*R. abronius*	*D. excentricus*	*L. pictus*	*B. proboscidea*	*P. cornuta*	*V. fischeri*
Point d'interception	-0,582	-1,290	3,151	0,854	397,939	-346,373	1,718	0,610	14 323,090
Variables de l'eau interstitielle									
Ag			0,764		-42,416		-0,155		
Ammoniac						-1,646			
Cr									8 568,085
Hg				17,510	-273,379				
Eh				0,01361					
Pb	0,309								
BPC									
pH						53,834			
Salinité					-9,421				
Sulfures									
HAP totaux	-0,223	-0,131							
Zn								0,767	
Variables des sédiments									
Ammoniac					-2,467	0,116			-517,984
As			-0,0434		0,316				
Cd					-4,307	1,875			
Cr					-0,167				
Cu						-0,414			
Poids sec					-1,624				
Hg					4,817	12,471			
Ni			-0,0639		1,303				
BPC					-0,00161	0,00772			
Pb					0,0404	-0,135			
HAP totaux									
Zn					0,00742	-0,0135			
Humidité					0,366	-0,439			
COT						0,000488			
% sable						-0,454			
% limon		0,0787							
% argile					-0,1390				
Qualité de l'ajustement*	0,816	0,823	0,907	0,659	0,991	0,942	0,9686	0,891	0,838
Modèle	Logistique	Logistique	Logistique	Logistique	Logistique	Logistique	Gaussien	Gaussien	Gaussien
Valeur de P pour le modèle	0,0718	0,0275	0,0470	0,0231	1,000	0,484	0,0158	0,00466	<0,00001

* Comme l'écart du modèle linéaire généralisé binomial est seulement une fonction des valeurs ajustées et non des valeurs observées, il est impossible de calculer la valeur de R^2. On indique plutôt un « indice de corrélation », ou pseudo-R^2, pour le modèle logistique. C'est le coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre les valeurs observées et prédites.

4.2.3 Modélisation par consensus des réactions aux essais biologiques de toxicité

Tel que mentionné plus haut, les méthodes informatisées de modélisation sont généralement désapprouvées. En raison de l'importance de la relation entre les réactions aux essais biologiques de toxicité et les paramètres physicochimiques des sédiments, les modèles sont aussi ajustés manuellement. Dans la section intitulée Résumé des tests des hypothèses, on discute des méthodes de modélisation manuelles plutôt qu'informatisées.

La modélisation nécessite la représentation graphique des données, la connaissances des paramètres physiques et chimiques des sédiments, une expérience acquise de la modélisation des réactions aux essais biologiques de toxicité des sédiments et la connaissance des modèles statistiques utilisés. Dans certains cas, l'interprétation ou les caractéristiques du modèle peuvent donc varier selon la personne qui interprète les données. Toutes les interprétations subjectives des modèles sont discutées dans les méthodes de modélisation décrites ci-dessous.

La modélisation avait pour but de déterminer les variables les plus importantes contribuant à la réaction observée plutôt que de prédire cette dernière. La qualité de l'ajustement a donc été sacrifiée au profit d'un modèle concis sans toutefois exclure du modèle des variables très significatives. (La qualité de l'ajustement peut être parfaite si une variable est permise pour chaque observation dans l'ensemble de données. Malheureusement, ce modèle ne fait que mentionner de nouveau les données et n'est pas très explicatif!)

Les méthodes de modélisation employées s'inspirent de celles généralement décrites dans les manuels de statistiques[2]. La description complète des méthodes de modélisation employées déborde le cadre du présent document. Les lecteurs intéressés peuvent lire la publication de Collett (1991) et celle de McCullagh et Nelder (1989) s'ils désirent se renseigner sur les modèles linéaires généralisés. Atkinson (1985) décrit la mise au point de modèles statistiques généraux.

4.2.3.1 Amphiporeia virginiana

La survie de cet organisme est bien prédite par le modèle suivant :

logit (probabilité de la survie) = 1,17027 – 0,00001828032 * HAP totaux dans les sédiments

où logit est la transformation logit log (p/(1-p). La pseudo-valeur de R^2, soit 0,806, mentionnée dans la section précédente, est seulement légèrement plus faible que la valeur de R^2 obtenue par les méthodes par degrés.

D'autres modèles possibles à un seul paramètre incluent le Hg et les HAP dans l'eau interstitielle, ainsi que le Cu et le Pb dans les sédiments comme variables. L'examen de la relation entre le taux de survie de *A. virginiana* et les variables non contaminantes montre que le carbone organique total et le potentiel d'oxydoréduction sont fortement corrélés avec les taux de survie (r = 0,880 et 0,776 respectivement). La corrélation entre le COT et les HAP totaux dans les sédiments est de 0,883, et celle entre le potentiel d'oxydoréduction et les HAP totaux dans les sédiments est de –0,721. Tel que prévu, la concentration de HAP totaux est reliée au COT dans les sédiments, mais la relation entre la survie de *A. virginiana* et les HAP totaux dans les sédiments est plus forte que celle avec le COT.

4.2.3.2 Eohaustorius estuarius

La survie de cet organisme est presque aussi bien prédite que celle de *A. virginiana*. Le modèle suivant correspond le mieux à l'ensemble de données :

---

[2] Elles comprennent un critère pour l'inclusion dans le modèle de variables comportant un accroissement significatif de la variance explicable et une pénalité pour un trop grand nombre de paramètres (voir la discussion dans le paragraphe précédent) et le manque de structure résiduelle, qui peut indiquer une paramétrisation suffisante, et elles indiquent comment les facteurs confusionnels et les contaminants entrent en interaction pour mieux choisir les variables concurrentes qui devraient être incluses dans le modèle.

logit (probabilité de la survie) = 3,034739 – 0,1188341* HAP totaux dans l'eau interstitielle

où logit est la transformation logit log (p/(1-p). La pseudo-valeur de R^2, soit 0,746, mentionnée dans la section précédente, est plus faible que la valeur de R^2 obtenue par les méthodes par degrés.

D'autres modèles possibles à un seul paramètre incluent le Hg dans l'eau interstitielle, ainsi que le Cu, le Pb, les HAP totaux, les BPC totaux et le COT dans les sédiments. Les modèles utilisant les HAP dans l'eau interstitielle ou le Pb ou le Cu dans les sédiments donnent un ajustement presque identique.

Donc, même si les HAP totaux dans l'eau interstitielle ont été choisis comme la variable décrivant le mieux la survie de *E. estuarius*, on aurait pu aussi bien choisir le Pb dans les sédiments (> la CSE dans 5 des 6 stations et > la CEP dans 3 des 6 stations) ou le Cu (> la CSE dans 5 des 6 stations, mais < la CEP dans 6 stations sur 6). De nouveau, les effets du COT ne peuvent être mis de côté, car ce paramètre est très fortement corrélé avec le Pb et le Cu (r = 0,955 et 0,982 respectivement). À noter la similarité de ce modèle avec celui obtenu par des méthodes informatisées. Dans les deux modèles, les HAP totaux dans l'eau interstitielle sont significativement associés à la survie. La méthode manuelle a choisi le COT comme variable concurrente et la méthode informatisée a inclus le pourcentage de limon. L'association entre le COT et le limon explique la différence apparente entre ces deux modèles.

4.2.3.3 Eohaustorius washingtonianus

Des variables initiales choisies pour décrire la survie de *E. washingtonianus*, toutes étaient des métaux présents dans les sédiments parce que la survie de cet organisme diminue légèrement dans le port de St. Ann comparativement aux stations 9 et 12, ce qui coïncide avec une diminution générale du As, du Cu, du Hg et du Pb dans les sédiments des stations 1 à 12, ainsi qu'avec une faible augmentation de ces métaux dans le port de St. Ann.

Le modèle de meilleur ajustement à une seule variable était la survie en fonction du Cu dans les sédiments. L'examen des résidus du modèle montre une distorsion troublante aux valeurs intermédiaires de la teneur en Cu. Comme ce métal est fortement corrélé avec les HAP, les BPC et le COT (r = 0,934, 0,973 et 0,990 respectivement), il est possible qu'il soit bien corrélé avec la survie de *E. washingtonianus* en raison de la diminution de cette dernière dans le port de St. Ann sans l'être autant dans les stations intermédiaires, où les composés organiques peuvent avoir un effet plus considérable que les métaux. Les modèles sont ensuite testés avec le Cu et soit avec Eh, les HAP de l'eau interstitielle ou le COT.

Aucun de ces modèles ne donne d'ajustement amélioré pour la peine ni ne réduit le manque d'ajustement aux valeurs intermédiaires de la teneur en Cu. Le modèle suivant a donc été adopté :

logit (probabilité de la survie) = 2,449244 – 0,02648029* Cu dans les sédiments

Ce modèle produit une pseudo-valeur de R^2, soit 0,792, qui est inférieure à la valeur de R^2 obtenue par les méthodes par degrés. Toutefois, ce modèle utilise une variable seulement pour expliquer la réaction et il est plus scientifiquement défendable. D'autres modèles à une seule variable qui ne diffèrent pas pour la peine de celui utilisant le Cu seulement ont pour variables indépendantes le As, le Hg et le Pb dans les sédiments.

4.2.3.4 Rhepoxynius abronius

La survie de cet organisme diminue modérément à la station 5 et réagit très faiblement seulement à la dose administrée. Les analyses initiales de corrélation indiquent que le même paramètre jugé responsable de la diminution de la survie de *E. washingtonianus* (les métaux dans les sédiments) est aussi corrélé avec la survie de *R. abronius*. Toutefois, les corrélations sont de 30 à 40 % plus faibles environ. Le modèle de meilleur ajustement à une seule variable est le suivant :

logit (probabilité de survie) = 1,924936 – 0,008457369* potentiel d'oxydoréduction

Ce modèle est mal ajusté à l'ensemble du modèle attribuable au point d'interception. La pseudo-valeur de R^2, soit 0,349, est de beaucoup inférieure à la valeur de R^2 obtenue par les méthodes par degrés.

4.2.3.5 Dendraster excentricus

Le pourcentage de fertilisation de cet organisme diminue graduellement à partir du haut du gradient jusqu'à la station de référence numéro 12 et il est très élevé dans les sédiments du port de St. Ann. La variabilité des réactions, décrite dans la figure 11, est très élevée à la station 1. L'importance relative de la variabilité dans les échantillons répétés de laboratoire et les échantillons répétés de terrain est testée à la section 4.3. Il arrive souvent qu'une augmentation de la variabilité soit associée à une réaction causée par un agent stressant.

L'examen des variables indépendantes potentielles n'indique pas d'association avec les contaminants. Le pourcentage de fertilisation de *D. excentricus* est fortement corrélé avec l'ammoniac, les sulfures, l'humidité et le pH de l'eau interstitielle et des sédiments. Pour toutes ces variables, on constate une covariance (voir le tableau 20).

Aucune donnée n'est valable dans tous les modèles à une seule variable et aucune d'entre elles n'explique une proportion appréciable de la variabilité observée. Il est à noter que, dans la figure 11, la médiane du pourcentage de fertilisation suit le gradient des HAP. En utilisant des méthodes robustes qui éliminent les valeurs aberrantes, on trouverait probablement une importante corrélation entre le pourcentage de fertilisation et certaines variables qui diminuent le long du gradient, comme les HAP. Toutefois, ce type de modélisation ne masquerait pas la variabilité de la réaction de *D. excentricus* aux sédiments prélevés pendant l'étude. Cette variabilité jouerait encore un rôle dans les décisions réussite-échec si l'on employait des méthodes statistiques classiques comme le test de Dunnett. De nouveau, des méthodes robustes pourraient servir à éliminer certaines valeurs aberrantes.

4.2.3.6 Lytechinus pictus

Il semble y avoir une réduction du pourcentage de fertilisation le long du gradient et une augmentation à la station de référence numéro 12, mais les réactions sont très variables (voir H3, où l'on compare la variabilité des échantillons répétés et d'un échantillon à l'autre). Les premiers graphiques montrent peu la prévisibilité d'une réponse à la dose, qui est encore moindre que dans le cas de *D. excentricus*. C'est avec des variables qui ne sont pas des contaminants (le sable, le limon et Eh) que les corrélations sont les plus fortes.

4.2.3.7 Boccardia proboscidea

Il n'y a pas de réponse à la dose pour le poids de *B. proboscidea*, mais on observe une diminution de gain pondéral à la station de référence numéro 12. Cet ensemble de données comprend quatre points seulement, car les valeurs pour les stations 5 et 6 ne sont pas disponibles. En outre, en raison des méthodes d'homogénéisation des sédiments, les échantillons pour une station sont des sous-échantillons ou des échantillons répétés de laboratoire plutôt que des échantillons répétés réels ou de terrain. La réponse à la dose n'est pas prévisible. C'est avec des variables qui ne sont pas des contaminants (l'ammoniac et le pH des sédiments) que les corrélations importantes sont le plus élevées.

4.2.3.8 Polydora cornuta

Il n'y a pas de réponse à la dose pour cet organisme le long du gradient, sauf dans le port de St. Ann, où une augmentation de la croissance semblable à celle observée dans les sédiments de contrôle se produit. Il semble que dans les stations 1, 5, 6, 9 et 12, mais non pas dans la station de contrôle ou la station de référence du port de St. Ann, il existe un facteur de diminution de la croissance. Les données existantes sur la composition chimique du sédiment de contrôle provenant de Conrad Beach (Cd = 0,05 µg/g, Pb = 3,03 µg/g, HAP <0,01 ng/g, BPC <0,01 ng/g, COT = 0,36 %, gravier = 0,1 %, sable = 95,2 %, particules fines = 4,1 %) indiquent que le pourcentage de sable à Conrad Beach est beaucoup plus élevé que dans toutes les stations utilisées pour l'étude. Comme il n'y a pas de similarité entre la composition chimique du sédiment de contrôle et les contaminants du port de St. Ann, seules les corrélations entre le changement pondéral et les variables physicochimiques des sédiments peuvent être examinées.

Le Cr et le Zn dans l'eau interstitielle sont fortement corrélés avec la croissance de *P. cornuta*, car ils sont virtuellement non décelables dans toutes les stations, sauf dans le port de St. Ann. Il est improbable que le Cr et le Zn favorisent la croissance, mais certains métaux peuvent être des cofacteurs obligatoires.

Tableau 20 Résumé de la corrélation entre les variables indépendantes potentielles

	Ammoniac dans l'eau interstitielle	Sulfures	Teneur en humidité	Ammoniac dans les sédiments	pH
Ammoniac dans l'eau interstitielle	1,000	-0,914	-0,969	-0,771	0,679
Sulfures		1,000	0,903	0,750	-0,803
Teneur en humidité			1,000	0,896	-0,783
Ammoniac dans les sédiments				1,000	-0,840
pH					1,000

Dans cette station, les concentrations de Cr et de Zn dans l'eau interstitielle atteignent un maximum accompagné d'un minimum pour le pH, comme c'est le cas pour le sédiment de contrôle. Il est possible que la croissance de *P. cornuta* soit favorisée à pH neutre. Comme aucun échantillon répété n'est disponible, cette hypothèse n'a pas été testée.

4.2.3.9 Bactéries photoluminescentes

L'essai sur des bactéries photoluminescentes montre que la CI50 atteint un maximum à la station de référence numéro 12 et qu'elle est plus élevée dans le port de St. Ann que dans les stations 1, 5, 6 et 9. Une transformation logarithmique réduit l'effet de la valeur élevée de la CI50 à la station de référence numéro 12. Le $\log_{10}$ de la CI50 est modélisé en fonction des paramètres physiques et chimiques des sédiments. En raison de cette transformation logarithmique, la différence de réaction pour chacune des variables indépendantes est proportionnelle aux changements dans ces variables plutôt qu'additive. Par exemple, si le Ni dans les sédiments augmente d'une unité, le $\log_{10}$ (CI50) diminuera de 0,1032 unité. Par contre, la CI50 diminuera de $10^{-0,1032}$, ou 0,7885 unité.

Les variables suivantes pourraient être incluses dans le modèle en raison des corrélations observées : Eh, le As, le Cr, le Cu, le Hg, le Ni et le Pb dans les sédiments, le COT et les BPC dans l'eau interstitielle. À la suite d'essais de plusieurs modèles, celui-ci a été retenu :

$$\log_{10}(\text{CI50}) = 5,837466 - 0,1032447^{*}\ \text{Ni dans les sédiments}$$

La pseudo-valeur de R^2, soit 0,908, est supérieure à la valeur de R^2 obtenue par les méthodes par degrés et contient moins de paramètres. Les diagnostics concernant les résidus du modèle sont très bons, mais les modèles où les variables sont le Cr et Eh des sédiments sont presque aussi bons parce que ces paramètres sont fortement corrélés avec le Ni dans les sédiments. À noter que, pour ce modèle, le Cr dans les sédiments est une variable explicative possible.

4.2.3.10 Résumé de la modélisation par consensus des réactions aux essais biologiques de toxicité

Le tableau 21 résume les principales conclusions découlant des modèles dose-réponse. Pour obtenir une interprétation plus détaillée de la dose-réponse modélisée, voir les sections qui s'y rapportent.

Les amphipodes *A. virginiana* et *E. estuarius* ont fortement réagi aux gradients de HAP. D'autres organismes ont réagi à différents contaminants, comme les métaux. Mis à part le potentiel d'oxydoréduction et, dans un cas, le pH, on n'a pas observé d'effets dus à des facteurs non contaminants, comme la classe granulométrique. Généralement, le COT était une variable explicative concurrente en raison de sa forte corrélation avec les contaminants.

L'examen des divers modèles qui n'ont pas été décrits montre que les variables non contaminantes sont aussi associées aux réactions, mais non pas aussi fortement que les contaminants. La corrélation entre les facteurs contaminants et non contaminants, en particulier le COT et le potentiel d'oxydoréduction, était souvent élevée.

Tableau 21 Résumé de la modélisation des réactions aux essais biologiques de toxicité

Réaction	Commentaires
A. virginiana	Une forte réponse à la dose bien prédite par les HAP totaux dans les sédiments, mais aussi reliée au COT.
E. estuarius	Une forte réponse à la dose bien prédite par les HAP totaux dans l'eau interstitielle, mais aussi reliée au COT et aux variables associées au COT.
E. washingtonianus	Bonne réponse à la dose prédite par le Cu dans les sédiments et peut-être due à une augmentation des concentrations à la station de référence.
R. abronius	Réponse limitée à la dose; le potentiel d'oxydoréduction est faiblement corrélé avec le pourcentage de survie.
D. excentricus	La réponse à la dose n'est pas prévisible. C'est avec les variables qui ne sont pas des contaminants que les corrélations sont les plus élevées.
L. pictus	La réponse à la dose n'est pas prévisible. C'est avec les variables qui ne sont pas des contaminants que les corrélations sont les plus élevées.
B. proboscidea	Aucune réponse à la dose n'a été observée pour le gain pondéral de *B. proboscidea*.
P. cornuta	Aucune réponse à la dose, mais l'amélioration de la croissance à la station du port de St. Ann peut être due au pH.
V. fischeri	La transformation logarithmique de la réponse à la dose est très bien prédite par le Ni dans les sédiments.

La modélisation par consensus donne des modèles plus simples et plus faciles à interpréter que la méthode informatisée. Ordinairement, ces modèles plus simples ne sont pas aussi bien ajustés que les modèles créés par ordinateur, pour les raisons indiquées au début de la section 4.2.3.

4.2.4 Modélisation pour la bioaccumulation tissulaire

Les mêmes méthodes de modélisation ont été employées pour déterminer les variables physiques et chimiques des sédiments qui sont corrélées avec les concentrations tissulaires de substances toxiques dans *M. nasuta*. Seuls les contaminants tissulaires suivants ont changé et ont été davantage examinés : le Cr, le Cu, le Ni, le Pb, le Zn, les HAP totaux et les BPC. Les modèles résumant une proportion appréciable de la variabilité de l'ensemble de données sont mis en évidence dans la rangée « Valeur de P du modèle ». La présentation du tableau est la même que celle du tableau 19, et les deux se lisent de la même manière. Le modèle pour les BPC tissulaires est modérément bien ajusté aux données observées (R^2 a une valeur de 0,687) et décrit une proportion appréciable de la variabilité totale de l'ensemble de données, car la valeur de P pour ce modèle, soit 0,0415, est inférieure à 0,05.

La méthode informatisée de modélisation des HAP tissulaires a choisi le COT comme la variable indépendante qui explique le mieux les concentrations tissulaires de HAP. Toutefois, l'examen des corrélations entre le COT et les HAP dans les sédiments et l'eau interstitielle a permis de calculer qu'elles étaient de 0,899 et de 0,938 respectivement. On a donc mis au point un modèle où les HAP dans l'eau interstitielle étaient la seule variable prédictible. Pour ce modèle, la valeur de R^2 est de 0,904. La valeur de la statistique F associée est seulement légèrement inférieure à celle du modèle dans le tableau 22. Il est intéressant de décrire la relation entre les contaminants environnementaux et tissulaires, car les modèles concurrents sont également acceptables; le modèle suivant pour les concentrations tissulaires de HAP a donc été adopté :

HAP dans les tissus = 601,3638 + 407,736* HAP dans l'eau interstitielle

On voit ainsi comment des méthodes informatisées de modélisation peuvent produire des modèles qui n'incorporent pas de connaissance mécaniste des processus en jeu.

Seuls les modèles pour les HAP et les BPC tissulaires décrivent la variabilité de l'ensemble de données dans une mesure appréciable. Ces deux contaminants tissulaires sont fortement corrélés avec leur concentration dans l'eau interstitielle.

4.3 H3 : Les essais biologiques de toxicité donnent-ils les mêmes résultats dans les sites?

Cette hypothèse peut être évaluée à l'aide d'échantillons répétés dans les stations pour examiner la variabilité d'une réaction donnée à une station. Des différences importantes dans la variabilité des sous-échantillons des échantillons répétés peuvent indiquer un essai erratique ou de très faibles différences dans la qualité physique et chimique des sédiments, peut-être en raison de mauvaises techniques d'homogénéisation. Ce test de l'hypothèse est fait dans le même but que les graphiques de contrôle utilisant des substances toxiques de référence pour les essais biologiques de toxicité, c'est-à-dire en vue de vérifier l'uniformité de l'essai dans des conditions aussi semblables que possible.

L'essai est effectué en divisant les sommes des carrés de chaque traitement en sommes des carrés dans les sites et en sommes des carrés dans les sous-échantillons (ou les échantillons répétés de laboratoire). Les sommes des carrés dans les sites représentent l'erreur de sous-échantillonnage. Lorsqu'un essai est extrêmement variable, l'erreur de sous-échantillonnage est supérieure à l'erreur de traitement, ce qui est vérifié au moyen du rapport entre les deux erreurs quadratiques moyennes. Dans les essais où la réaction est la survie, une régression logistique est utilisée pour calculer les deux composantes de l'erreur. On présume que les écarts correspondant à chaque terme du modèle logistique ont une distribution chi carré. Un test F est utilisé pour vérifier l'hypothèse que les deux variances sont égales.

Le tableau 23 montre que l'erreur quadratique moyenne dans les échantillons pour les essais biologiques de toxicité sur *E. washingtonianus* et *D. excentricus* était plus grande que l'erreur quadratique moyenne du traitement. Le graphique représentant le pourcentage de survie de *E. washingtonianus* (figure 5) indique une grande variabilité aux stations 1 et 6, tandis que le pourcentage de fertilisation de *D. excentricus* (figure 11) est très variable dans les sédiments des stations 1, 5 et 6.

Cet ensemble de données montre que, dans ces deux essais, la variabilité des sous-échantillons ou des échantillons répétés de laboratoire est plus grande que celle des échantillons répétés réels ou de terrain. Si tel est généralement le cas, l'absence d'un « échec » peut être due à une variabilité excessive, et non à une véritable absence d'effet. Bien que ce ne soit pas important du strict point de vue de l'immersion des déchets en mer, une grande variabilité peut aussi restreindre la modélisation des réactions biologiques, tel qu'indiqué à la section 4.2.

Les coefficients de variation (voir le tableau 24) pour les essais utilisant des substances toxiques de référence sont examinés à l'aide des résultats pour le Cu et/ou le Cd fournis par les laboratoires de toxicologie d'Environnement Canada à Moncton et à Vancouver. Leur calcul a été fondé sur les valeurs de la CL50.

Des températures d'exposition de 15°C sont actuellement utilisées dans l'essai biologique de toxicité pour *D. excentricus*. Pour *Eohaustorius washingtonianus*, le coefficient de variation est considérable dans les essais utilisant des substances toxiques de référence, mais tel n'est pas le cas pour *D. excentricus* (à 15° C). Il serait utile de comparer les coefficients de variation calculés pour différentes études sur le terrain afin de vérifier si les résultats sont validés.

4.4 H4 : La série d'essais biologiques de toxicité fournit-elle une interprétation uniforme de l'état du sédiment?

Cette hypothèse est testée au moyen de deux hypothèses secondaires : Tous les essais biologiques de toxicité caractérisent-ils l'échantillon de la même façon? Les essais biologiques de toxicité classent-ils les stations de la même façon?

Tableau 22 Résumé de la régression des concentrations tissulaires de contaminants sur les variables des sédiments et de l'eau interstitielle

Contaminant tissulaire	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	HAP totaux	BPC
Point d'interception	-1 664,961	596,1422	-1 217,053	3,767	286,750	-1382,230	116,566
Variables de l'eau interstitielle							
Ag							
Ammoniac							
Cr							
Hg							
Eh							
Pb							
BPC							0,687
pH							
Salinité	63,532	-16,164	46,809	0,0321			
Sulfures							
HAP totaux							
Zn					-83,520		
Variables des sédiments							
Ammoniac							
As							
Cd							
Cr							
Cu							
Poids sec							
Hg							
Ni							
BPC							
Pb							
HAP totaux							
Zn							
Humidité							
COT						-0,835	
% sable							
% limon							
% argile							
Qualité de l'ajustement R^2	0,573	0,425	0,581	0,559	0,851	0,911	0,687
Valeur de P du modèle	0,0814	0,160	0,0781	0,0875	0,00879	0,00358	0,0415

Tableau 23 Résumé des tests d'égalité de la variance

Espèce expérimentale	Degrés de liberté	Valeur de P
A. virginiana	14, 84	0,9759354
B. proboscidea	Test impossible	
E. estuarius	14, 84	0,5348306
E. washingtonianus	14, 84	0,02955153
D. excentricus	8, 45	0,04456763
L. pictus	8, 45	1
P. cornuta	Test impossible	
R. abronius	14, 84	0,09214276
V. fischeri	Pas d'échantillon répété de laboratoire	

Tableau 24 Résumé des coefficients de variation pour les substances toxiques de référence

Espèce expérimentale	Coefficient de variation (%)	Taille de l'échantillon
A. virginiana	54,0765	33
B. proboscidea	21,687	6
E. estuarius	56,0	13
E. washingtonianus	40,58	3
D. excentricus @ 10°C	27,57	14
D. excentricus @ 15°C	9,74	9
L. pictus	45,678	13
P. cornuta	16,293	6
R. abronius	43,575	5
V. fischeri	27,19	138

4.4.1 H4a : Tous les essais biologiques de toxicité caractérisent-ils l'échantillon de la même façon?

Cette hypothèse peut être testée au moyen d'une analyse de concordance où le nombre « d'accords » entre des paires d'essais biologiques de toxicité est analysé statistiquement. Un manque de concordance peut indiquer que les constituants de la batterie fournissent des renseignements complémentaires plutôt que redondants, ce qui est la raison d'être d'une batterie (Munawar *et al.*, 1992 et Keddy *et al.*, 1994).

4.4.1.1 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement aux sédiments de contrôle (tableau 25)

Les essais biologiques de toxicité concordent généralement lorsque la réaction dans les sédiments de contrôle sert de point de référence. Les stations 1, 5 et 6 montrent clairement qu'il y a des effets nocifs et les stations 9, 12 et du port de St. Ann indiquent qu'il y a certains effets nocifs. Les essais ou les espèces les plus sensibles par ordre décroissant sont *D. excentricus*, *L. pictus*, *V. fischeri*, *A. virginiana*, *E. washingtonianus*, *E. estuarius* et *R. abronius*.

Les données réussite-échec servent à tester l'hypothèse nulle H4a, selon laquelle tous les essais biologiques de toxicité cotent uniformément les stations. Le test de Cochran est utilisé (Cochran, 1950), et on avance l'hypothèse que les stations ont été choisies au hasard parmi toutes les stations possibles, ce qui est vrai compte tenu des critères de sélection des stations (voir Matériels et méthodes, Critères de sélection des sites). La valeur statistique du test de Cochran, qui est de 12,222 sur 6 degrés de liberté, est associée à une valeur de P de 0,0572, ce qui porte à croire que le groupe d'essais biologiques de toxicité cote les stations de la même façon si le point de comparaison est le sédiment de contrôle.

4.4.1.2 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement au port de St. Ann *(tableau 26).* Les résultats des essais biologiques de toxicité sont moins concordants lorsque le point de référence est la réaction aux sédiments du Port de St. Ann plutôt que celle aux sédiments de contrôle. Dans les stations 1, 5 et 6, il est évident que des effets nocifs se produisent, tandis que les stations 9 et 12 peuvent indiquer des effets nocifs. Les essais ou les espèces les plus sensibles par ordre décroissant sont *D. excentricus, A. virginiana, V. fischeri, E. washingtonianus, E. estuarius, R. abronius* et *L. pictus.*

Les données réussite-échec servent à tester l'hypothèse nulle H4a : Tous les essais biologiques de toxicité cotent les stations uniformément. La valeur statistique du test de Cochran, qui est de 11,636 sur 4 degrés de liberté, est associée à une valeur de P de 0,0203, ce qui porte à croire que le groupe d'essais biologiques de toxicité ne cote pas les stations de la même façon.

4.4.1.3 Réussite-échec des essais biologiques de toxicité relativement à la station de référence numéro 12 *(tableau 27).* Comme précédemment, les résultats des essais biologiques de toxicité concordent généralement; dans les stations 1, 5 et 6, des effets nocifs sont évidents et il peut y en avoir à la station 9. L'ordre de la sensibilité relative des espèces est changé. Les essais ou les espèces les plus sensibles par ordre décroissant sont *E. washingtonianus, A. virginiana, V. fischeri, L. pictus, R. abronius, E. estuarius* et *D. excentricus.*

Les données réussite-échec servent à tester l'hypothèse nulle H4a, selon laquelle tous les essais biologiques de toxicité cotent les stations uniformément. La valeur statistique du test de Cochran, soit 9,333 sur 3 degrés de liberté, est associée à une valeur de P de 0,0252, ce qui porte à croire que le groupe d'essais biologiques de toxicité ne cote pas les stations de la même façon.

Globalement, les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon seulement si le point de comparaison est un sédiment de contrôle. Lorsque la décision réussite-échec est prise relativement à un sédiment de référence, le groupe d'essais biologiques de toxicité cote les sédiments différemment, ce qui, intuitivement, est satisfaisant parce qu'on sait que la réaction à un sédiment de contrôle doit être « bonne », sans quoi le sédiment n'aurait pas été choisi à cette fin. Lorsqu'il y a concordance entre les réactions aux essais biologiques de toxicité relativement au sédiment de contrôle, les essais réagissent mal à des variables confusionnelles ou aux effets des contaminants dans les sites d'exposition. La relation constatée entre les amphipodes et le gradient des HAP (voir la section 4.2.3) et d'autres contaminants dans le cas des réactions prévisibles porte à croire que la décision réussite-échec est due à la présence de contaminants.

Le manque de concordance entre les cotes réussite-échec découlant des réactions aux essais biologiques de toxicité relativement au sédiment de référence peut être dû aux effets de facteurs présents dans les sites de référence. Lorsque certains organismes réagissent négativement dans les sédiments de référence et qu'il n'en est pas de même pour d'autres, la cote réussite-échec des sédiments (relativement aux stations de référence) ne sera pas uniforme si l'on se fonde sur les trois tests de Cochran concernant l'homogénéité des réactions aux essais biologiques de toxicité.

Le pourcentage de survie de *E. washingtonianus*, l'inhibition de la lumière chez les bactéries photoluminescentes et le pourcentage de fertilisation de *D. excentricus* et de *L. Pictus* (voir la section 3.1) sont des exemples d'essais biologiques de toxicité dont les résultats (non monotones) sont différents de ceux prévus.

La sensibilité relative des espèces utilisées dans les essais biologiques change lorsque les stations de référence sont changées, ce qui semble inquiétant, mais lorsqu'on examine les deux espèces où l'on observe une inversion de la sensibilité, *D. excentricus* et *L. pictus*, on peut voir que leurs réactions extrêmes se sont produites dans les sédiments de contrôle, le port de St. Ann ou la station de référence numéro 12. Ce sont donc les stations pivots qui entrent en compte dans la prise de décisions réussite-échec. Le choix d'une station influe sur ces décisions.

Tableau 25 Résumé de la cote réussite-échec des stations* relativement aux sédiments de contrôle

Réaction	Essai/espèce	Stations						
		1	5	6	9	12	Port de St. Ann	Proportion des sites non conformes
Survie	*A. virginiana*	E	E	E				50
	E. estuarius	E						16,7
	E. washingtonianus	E	E	E				50
	R. abronius							0
Reproduction	*D. excentricus*	E	E	E	E	E		83,3
	L. pictus		E		E		E	50
Luminescence	*V. fischeri* (en phase solide)	E	E	E				50
	Proportion des essais se soldant par un échec	71	71	57	29	14	14	

* Critères provisoires d'interprétation d'Environnement Canada (1996)

Tableau 26 Résumé de la cote réussite-échec des stations* relativement au port de St. Ann

Essai/espèce	Stations					
	1	5	6	9	12	Proportion des sites non conformes
A. virginiana	E	E	E			60
D. excentricus	E	E	E	E	E	100
E. estuarius	E					20
E. washingtonianus	E		E			40
L. pictus						0
V. fischeri (en phase solide)	E	E	E			60
R. abronius						0
Proportion des essais se soldant par un échec	71	43	57	14	14	

* Critères provisoires d'interprétation d'Environnement Canada (1996)

4.4.2 H4b : Les essais biologiques de toxicité classent-ils les stations de la même façon?

Maintenant qu'il a été démontré que les différents essais biologiques de toxicité ne cotent pas les stations de la même façon lorsque le point de comparaison est une station de référence, on se demande si les essais classent au moins les stations dans le même ordre. Les données brutes des essais biologiques de toxicité (c.-à-d. les réactions dans les stations, et non la cote réussite-échec) obtenues dans toutes les stations servent à tester l'hypothèse nulle H4b.

Le coefficient de corrélation des rangs de Spearman est utilisé pour tester cette hypothèse. Normalement, lorsque plusieurs tests statistiques sont effectués sur un ensemble de données, la probabilité de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle ne devrait pas l'être augmente pour le groupe de comparaisons dans l'ensemble. Il arrive souvent qu'un facteur de correction de la valeur de α est utilisé pour un seul test. Dans le cas de l'ensemble suivant de données, la valeur de α corrigée au moyen du facteur de Bonferroni serait de 0,0025. Même lorsque les sites sont parfaitement corrélés, la valeur théorique

minimale de P est de 0,0298. L'hypothèse nulle ne peut donc jamais être rejetée si l'on utilise le facteur de Bonferroni. Les valeurs de P sont présentées sans correction dans le tableau 28, où elles sont précédées de la valeur du coefficient ρ de Spearman. Les cellules mises en évidence indiquent les paires d'essais qui classent les stations de la même façon.

Les essais biologiques de toxicité pour *D. excentricus*, *R. abronius* et *L. pictus* classent les stations différemment de tous les autres essais. Seulement quatre paires d'essais les classent de la même façon.

Voici les conclusions générales qui se dégagent de la présente section :

- Les essais biologiques de toxicité ont tendance à mal coter les stations les plus près du ruisseau Muggah, quel que soit le choix du sédiment « de référence ».

- Dans l'ensemble, les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon lorsque le point de comparaison est un sédiment de contrôle.

- Le choix d'une station de référence peut grandement influer sur la décision réussite-échec découlant d'un seul essai biologique.

- Les essais utilisant des critères réussite-échec concordent généralement avec les rangs des essais. L'essai biologique de toxicité pour *Rhepoxynius abronius* est l'un des moins sensibles de ceux comportant suffisamment de données, et il a tendance à classer les stations différemment des autres essais.

Tableau 27 Résumé de la cote réussite-échec des stations* relativement à la station de référence numéro 12

Essai/espèce	Stations				
	1	5	6	9	Proportion des sites non conformes
A. virginiana	E	E	E		75
D. excentricus					0
E. estuarius	E				25
E. washingtonianus	E	E	E		75
L. pictus		E		E	50
V. fischeri (en phase solide)	E	E	E		75
R. abronius		E			25
Proportion des essais se soldant par un échec	57	71	43	14	

* Critères provisoires d'interprétation d'Environnement Canada (1996)

Tableau 28 Résumé des comparaisons multiples entre les essais biologiques de toxicité

	D. excentricus	*E. estuarius*	*E. washingtonianus*	*L. pictus*	Microtox	*R. abronius*
A. virginiana	0,3714, 0,3711	0,9429, 0,0409	0,8857, ,0553	-0,08571, 0,7983	1, 0,0298	0,6, 0,2013
D. excentricus	-	-0,4286, ,3067	-0,6571, 0,1252	-0,08571, 0,7983	-0,3714, 0,3711	0,08571, 0,8983
E. estuarius	-	-	0,9429, 0,0409	-0,2571, 0,5229	0,9429, 0,0409	0,4857, 0,3067
E. washingtonianus	-	-	-	-0,3142, 0,4433	0,8857, 0,0553	0,8857, 0,0553
L. pictus	-	-	-	-	-0,08571, 0,7983	0,31428, 0,5229
Microtox	-	-	-	-	-	0,6, 0,2013

- L'essai sur les bactéries photoluminescentes classe les stations de la même façon que les essais sur *E. estuarius, A. virginiana,* et il est aussi sensible (comme on le voit par la proportion de stations « non conformes ») que ceux sur *A. virginiana* et *E. washingtonianus*.

- Les amphipodes du genre *Eohaustorius* classent les stations de la même façon.

4.5 *H5 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque les CSE et les CEP sont dépassées?*

Le tableau 29 résume les valeurs moyennes des paramètres pour lesquels des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) ont été établies. Les valeurs supérieures à la concentration produisant un effet probable (CEP) et à la concentration seuil sans effet prévu (CSE) sont mises en évidence, et les valeurs des paramètres supérieures à la CEP sont plus ombragées.

Le tableau montre que, à la lumière des RPQS actuelles, aucune station ne serait conforme. Si le quotient moyen des CEP, dont la formule est la suivante :

$$\text{CEP Quotient} = \sum_{i=1}^{n}\left(\frac{concentration_i}{CEP_i}\right)\Big/ n$$

proposé par *Long et al.* (1998) est utilisé, la probabilité que l'on observe des effets toxiques dans les stations le long du gradient est de 56 % pour les stations 1, 5 et 6 et de 24 % pour les stations 9, 12 et du port de St. Ann. En dépit de toutes les mises en garde exprimées au sujet de la méthode du quotient des CEP (elle présume l'additivité, la mesure de tous les contaminants, des données surtout fondées sur les essais de survie des amphipodes, etc.), le tableau 30 montre qu'il existe un bonne concordance entre la toxicité prévue par les concentrations de contaminants dans les sédiments et les essais biologiques de toxicité.

L'hypothèse H5 est ensuite testée à l'aide d'une analyse de concordance pour vérifier l'accord entre la caractérisation d'un sédiment au moyen d'essais biologiques de toxicité et les RQS ou les RPQS. La proportion des paramètres dont la valeur dépasse les CEP ou les CSE est comparée avec la proportion des stations pour lesquelles les résultats des essais biologiques de toxicité se soldent par un échec.

La matrice de données utilisée pour calculer les corrélations dans les deux premières rangées du tableau sommaire est présentée au tableau 31 pour aider à comprendre le raisonnement subjacent à cette analyse. On détermine la corrélation entre la proportion de paramètres dont la valeur est supérieure à la CSE dans une station donnée (1,00, 1,00, 0,95, 0,75, 0,10 et 0,15) et la proportion d'essais biologiques de toxicité qui concluent qu'une station n'est pas conforme relativement au sédiment de contrôle (0,71, 0,71, 0,57, 0,29, 0,14 et 0,14). La valeur de 0,733 dans le tableau sommaire (31) est la corrélation entre ces deux vecteurs (calculée au moyen du coefficient de corrélation des rangs de Kendall).

Statistiquement, l'hypothèse Ho, selon laquelle il n'existe pas de corrélation entre les proportions si l'on utilise le coefficient de corrélation des rangs de Kendall, est testée, ce qui diffère du paradigme actuel employé pour dire qu'un site n'est pas conforme. Les tests significatifs au niveau de 5 % sont mis en évidence dans le tableau 32.

Il existe une corrélation significative entre la proportion d'échecs résultant des essais biologiques de toxicité et les CSE et CEP spécifiées dans les RPQS et les RQS, lorsque les conclusions se dégageant des essais biologiques de toxicité sont posées relativement au sédiment de contrôle. Lorsque ces conclusions sont posées relativement à la station du port de St. Ann, seule la relation avec les CEP des RPQS et des RQS est significative. La corrélation entre la cote réussite-échec découlant des essais biologiques de toxicité et les CSE des RPQS et des RQS est la plus forte lorsque les conclusions des essais biologiques de toxicité sont posées relativement à la station de référence numéro 12. Cette corrélation n'est pas significative en raison du faible nombre de données (quatre paires de décisions réussite-échec) pouvant être comparées.

Tableau 29 Résumé des contaminants des sédiments dont les CEP et les CSE sont spécifiées dans les RPQS

	Stations						CSE	CEP
Paramètre	1	5	6	9	12	Port de St. Ann		
Métaux (µg/g de poids sec)							µg/g de poids sec	µg/g de poids sec
As*	41,0000	39,3333	32,6667	10,0000	9,6667	15,6667	7,24	41,6
Cd*	1,16667	0,9267	0,4667	0,1467	0,08000	0,2467	0,7	4,2
Cr*	81,2333	86,5667	61,7000	33,9000	24,1000	41,9333	52,3	160
Cu*	101,3333	73,6667	53,7000	22,7000	13,0000	37,3000	18,7	108
Hg*	0,7077	0,4863	0,3330	0,0377	0,0243	0,0550	0,17	0,70
Pb*	285,6667	214,0000	133,3333	32,0000	21,0000	37,0000	30,2	112
Zn*	516,2667	865,6667	281,5667	91,1000	56,2000	84,2333	124	271
BPC (ng/g de poids sec)							ng/g de poids sec	ng/g
BPC totaux *	2 095,0230	1 186,2303	642,7346	-69,1310[3]	-63,5605	-30,8474	21,5	189
HAP (ng/g de poids sec)*							ng/g de poids sec	ng/g de poids sec
Méthyl-2 naphtalène	1 161,3778	710,9085	361,3295	88,1666	39,7952	5,5598	20,2	201
Acénaphtylène	690,1267	372,3373	202,4355	7,2086	1,1304	0,0000	5,87	128
Acénaphtène	419,2858	259,1971	152,4286	27,6189	2,6713	0,8682	6,71	88,9
Fluorène	1 636,1570	901,9746	432,1399	50,3778	12,4128	5,1443	21,2	144
Phénanthrène	8 839,2643	4 929,8272	2 427,1508	340,4782	50,5420	13,3471	54,1	86,7
Anthracène	5 498,4707	2 787,5911	1 362,9712	125,8528	41,7342	9,3728	46,9	245
Fluoranthène	1 3651,301	6 054,4574	2 950,9182	337,5117	41,2303	31,9409	113	1494
Pyrène	1 9589,421	6 888,9134	3 450,7664	289,4181	34,9358	24,5577	153	1398
Benzo*(a)* anthracène	1 4229,563	6 848,0221	3 147,7763	283,8230	24,9308	22,4324	74,8	693
Chrysène	1 7391,319	8 184,1967	3 798,1966	312,2847	30,7719	23,0015	108	846
Benzo*(a)* pyrène	2 3464,113	8 502,3410	3 352,9856	193,5271	11,3748	17,8804	88,8	763
Dibenzo*(a,h)* anthracène	4 223,4349	1 871,4732	671,2666	44,7249	0,0000	0,0000	6,22	135
Quotient moyen des CEP **	14,85907	7,593556	3,619002	0,438296	0,108411	0,107492		

* CCME (1999); ** *Long et al.* (1998).

[3] Les nombres négatifs correspondent aux valeurs inférieures à la limite de détection, qui dépend de la réponse de l'instrument, du bruit dans le chromatogramme et de la quantité d'échantillon utilisé.

Tableau 30 Comparaison des quotients moyens des CEP et de la toxicité observée

	Station					
	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Probabilité que la toxicité du sédiment est aiguë (*Long et al.*, 1998)	56	56	56	24	24	24
Proportion des essais de toxicité non conformes relativement aux sédiments de contrôle (voir le tableau 25)	71	71	57	29	14	14

Tableau 31 Ensemble de données sur les échantillons

Méthode d'évaluation	Station					
	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Proportion de RQS/RPQS > CEP (voir le tableau 29)	0,80	0,75	0,75	0,05	0,00	0,00
Proportion de RQS/RPQS > CSE (voir le tableau 29)	1,00	1,00	0,95	0,75	0,10	0,15
Proportion de stations « non conformes » relativement au sédiment de contrôle (voir le tableau 29)	0,71	0,71	0,57	0,29	0,14	0,14

Tableau 32 Résumé des tests de corrélation entre les proportions des stations qui échouent à la méthode d'évaluation

Essais biologiques de toxicité relativement à :	Comparaison avec :	Coefficient de corrélation des rangs de Kendall	Valeur de P
Sédiment de contrôle	CSE	0,733	0,0293
	CEP	0,733	0,0266
Port de St. Ann	CSE	0,6	0,1184
	CEP	0,8	0,0374
Station de référence numéro 12	CSE	0,833	0,071
	CEP	0,5	0,279

En outre, la proportion des essais indiquant la non-conformité des sédiments concorde avec la probabilité qu'un sédiment est fortement toxique (voir la définition qu'en donnent *Long et al.*, 1998), comme le montrent les quotients moyens des CEP.

4.6 H6 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque c'est le cas pour la communauté de macroinvertébrés benthiques in situ*?*

Cette hypothèse est testée en recherchant des tendances dans les données. L'ordination des abondances de macroinvertébrés benthiques sert à explorer la structure de l'ensemble de données (figure 27). L'ordination des abondances brutes moyennes au moyen de la matrice de corrélation a indiqué qu'une grande proportion de la variabilité de l'ensemble de données était due à une simple dominance numérique dans le cas de la première composante principale et à la présence de certains organismes dans le cas de la deuxième composante principale.

Les données sont bien résumées par deux composantes qui représentent 82,5 % de la variabilité totale de l'ensemble de données. Les graphiques des cotes des stations montrent que la première composante principale différencie fortement les stations 9 et 12 des autres stations. La deuxième composante principale différencie fortement la station de référence numéro 12 et faiblement seulement la station 9. Les deux composantes principales regroupent les stations 1, 5 et 6 et le port de St. Ann. En outre, d'après Arenicola Marine (1997), la station de référence

du port de St. Ann ressemble beaucoup à la station 1 du point de vue de la structure de la communauté benthique (Arenicola Marine, 1997). On a aussi conclu, en se fondant sur la structure de la communauté benthique, que le port de St. Ann était l'une des deux stations les plus touchées. Cette ordination montre que, en raison de la structure de la communauté benthique, les stations 1, 5, 6 et du port de St. Ann sont touchées.

La différenciation des stations 9 et 12 par la première composante principale est due à l'abondance numérique des taxons suivants : *Nucula delphinodonata*, *Chiridotea tuftsi*, les *Sabellidae*, *Ninoe nigripes*, *Eudorallopsis deformis*, *Diastylis polita*, les nématodes et *Stenothoe minuta*. La différenciation de la station de référence numéro 12 par la deuxième composante est due à la présence des taxons suivants (même s'ils sont peu nombreux) seulement à cet endroit : *Echinarchnius parma*, *Spiophanes bombyx*, *Capitellidae*, *Phoxocephalus holbolli*, *Gammarus sp.*, les copépodes, *Prionospio steenstrupi* et *Neoleanira tetragona*.

Cette ordination et les observations d'Arenicola Marine (1997) ont donné lieu à une discussion sur la définition d'une station de référence. Il a été décidé de retester toutes les hypothèses ayant utilisé le port de St. Ann comme station de base ou de référence en se servant de la station 12 comme site de référence et en retranchant la station du port de St. Ann.

L'hypothèse Ho est ensuite retestée. Tout d'abord, on détermine si la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ* diffère de celle à la station de référence, ce qui peut être fait au moyen d'un test de permutation (Clarke, 1993) qui est une variante du test de Mantel (Mantel, 1967). La méthode ANOSIM fait appel aux similarités de Bray-Curtis entre les sous-échantillons de la station (fondées sur la racine quadratique des données concernant l'abondance) pour effectuer un calcul de type analyse de la variance. Les tests de signification sont faits en utilisant des distributions de la permutation.

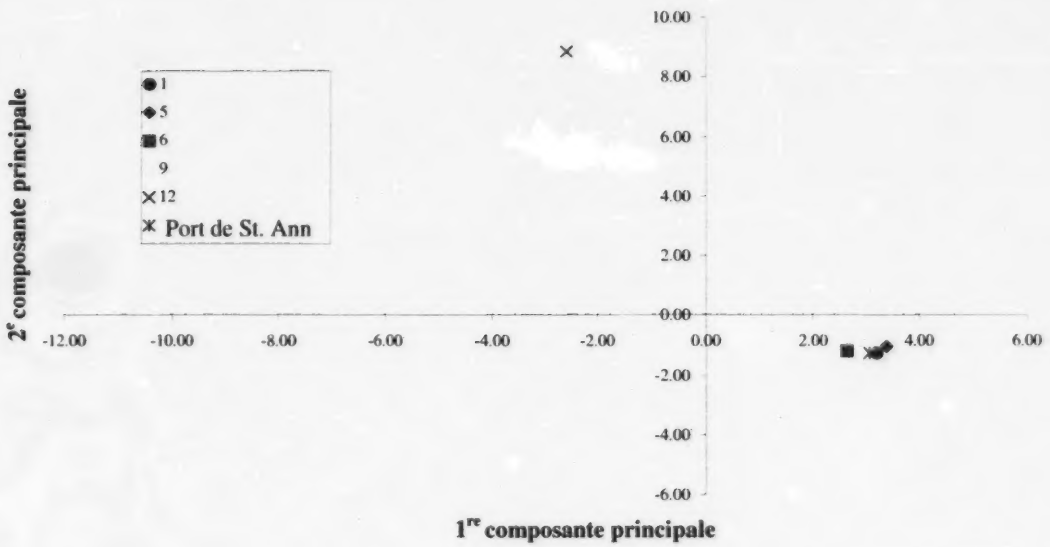


Figure 27 Graphique des cotes pour l'abondance des macroinvertébrés benthiques

La méthode ANOSIM a montré que toutes les stations différaient de l'une ou l'autre des stations de référence et que la valeur de P était de 0,00990 pour toutes les comparaisons. Par conséquent, si l'on se sert de la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ* pour déterminer la qualité des sédiments, aucune des stations d'exposition n'est conforme. Cette conclusion est différente de l'ordination qui regroupe les stations 1, 5, 6 et celle du port de St. Ann en raison des abondances brutes. Le résultat de la différence est probablement la transformation en racine quadratique, qui réduit considérablement les effets de l'abondance numérique. L'interprétation de la méthode ANOSIM après l'ordination est que, une fois les effets de l'abondance numérique réduits, toutes les stations diffèrent de l'une ou l'autre des stations de référence, probablement en raison de la composition des espèces. On ne devrait pas accorder trop de poids à cette conclusion avant que les publications corroborent l'utilisation de ce test avec d'autres méthodes et ensembles de données.

Si l'on compte le nombre de fois où les essais biologiques de toxicité (en raison de l'échec d'un essai de toxicité aiguë pour les amphipodes) et les communautés benthiques indiquent qu'une station n'est pas conforme, on obtient le tableau 33.

La méthode exacte de Fisher sert à tester l'hypothèse nulle selon laquelle les deux variables de rangée et de colonne sont indépendantes. La valeur de P pour les deux tableaux est de 1. On conclut donc que la communauté de macroinvertébrés benthiques et les essais biologiques de toxicité ne caractérisent pas les sédiments de la même façon.

4.7 H7 : Les trois méthodes d'évaluation caractérisent-elles les sédiments de la même façon?

Le degré de concordance entre la classification d'un sédiment ou d'un site au moyen des trois méthodes de caractérisation est résumé dans le tableau 34. Les stations échouent à un essai biologique de toxicité lorsque deux essais au moins échouent ou qu'un seul essai de toxicité pour les amphipodes échoue.

Les résultats des essais biologiques de toxicité et les CEP dans les sédiments spécifiées dans les RPQS et les RQS concordent parfaitement. (À noter que les RPQS et les RQS actuellement utilisées aux fins de l'immersion des déchets en mer ont pour but de déclencher une évaluation de niveau 2 et ne visent pas nécessairement à empêcher les matières de dragage d'être immerger en mer.) La structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques concorde avec les CSE spécifiées dans les RPQS et les RQS. Toutefois, la méthode ANOSIM employée pour comparer la structure de la communauté de macroinvertébré benthiques entre les stations ne concorde pas avec l'ordination de cette structure, probablement en raison de la différence de l'importance accordée à l'abondance numérique. Avant de tirer des conclusions sur la concordance des trois méthodes d'évaluation, il faut comparer les trois ensembles de données au moyen des données brutes. (Voir l'hypothèse finale énoncée ci-dessous.)

4.8 H8 : Quel est le degré de corrélation entre les trois ensembles de données?

Le plan de l'étude sur le gradient fait appel à la méthode de l'analyse triple de la qualité des sédiments, dont les éléments sont des essais biologiques de toxicité, les paramètres physiques et chimiques des sédiments et la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*. Le degré de corrélation entre ces ensembles de données est examiné par ordination (analyse des principales composantes) et des tests de permutation (test de Mantel).

Tableau 33 Concordance entre les caractérisations des stations par la structure de la communauté benthique et les essais biologiques de toxicité

Essais biologiques de toxicité (relativement au port de St. Ann)	Communauté de macroinvertébrés benthiques	
	Échec	Réussite
Échec	3	0
Réussite	2	0

Essais biologiques de toxicité (relativement à la station 12)	Communauté de macroinvertébrés benthiques	
	Échec	Réussite
Échec	3	0
Réussite	1	0

Tableau 34 Résumé des cotes* réussite-échec des stations en fonction de tous les critères

	Cote réussite-échec					
	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Essais biologiques de toxicité relativement au sédiment de contrôle	E	E	E	R	R	R
Essais biologiques de toxicité relativement au port de St. Ann	E	E	E	R	R	SO**
Essais biologiques de toxicité relativement à la station 12	E	E	E	R	SO**	R
Communauté de macroinvertébrés benthiques	E	E	E	E	E***/ SO**	SO**
CSE dans les sédiments spécifiée dans les RPQS et les RQS	E	E	E	E	E	E
CEP dans les sédiments spécifiée dans les RPQS et les RQS	E	E	E	R	R	R

* Critères des essais biologiques de toxicité mentionnés dans Environnement Canada (1996).

** Par définition, il est impossible que le site de référence ne soit pas « conforme »; par conséquent, la cote réussite-échec de la station de référence (le port de St. Ann ou la station 12) est sans objet.

*** Échec comparativement au port de St. Ann.

Des ordinations des paramètres physiques et chimiques des sédiments et des réactions aux essais biologiques de toxicité sont utilisées. Tel qu'indiqué plus haut, les HAP individuels sont fortement corrélés avec les HAP totaux; pour les ordinations, on utilisera donc les HAP totaux au lieu des HAP individuels des sédiments et de l'eau interstitielle (voir la figure 28).

L'analyse des composantes principales montre que l'ensemble de données sur les paramètres physiques et chimiques des sédiments est fortement structuré. Trois composantes principales décrivent 80,200 % de la variabilité totale de l'ensemble de données. La première composante principale classe les stations dans l'ordre suivant : 1, 5, 6, port de St. Ann, 9 et 12. Il est bien évident qu'il existe un gradient en raison des apports (non indiqués) aux 12 variables suivantes par ordre d'importance : le COT, le Cu, le Pb, l'As et le Cr dans les sédiments, les BPC et les HAP dans l'eau interstitielle, les HAP dans les sédiments, le Hg, le Ni, les HAP totaux et le Cd dans les sédiments. À la station du port de St. Ann, il existe des valeurs intermédiaires pour ces paramètres, ce qui explique sa position déterminée par la première composante principale. Les autres stations sont classées dans

un ordre correspondant au gradient connu de HAP et de métaux.

La deuxième composante principale décrivant 18,6 % de la variabilité de l'ensemble de données différencie le port de St. Ann des autres stations. En raison des apports (non indiqués) qui mettent en contraste le Zn, le Cr et les sulfures dans l'eau interstitielle, l'ammoniac, l'humidité et le potentiel d'oxydoréduction des sédiments avec le pH, l'ammoniac, le poids sec, l'Ag, la salinité et le Hg de l'eau interstitielle. La différenciation de la station du port de St. Ann des autres stations est due aux faibles valeurs du pH, de l'ammoniac dans l'eau interstitielle et du poids sec (relativement aux autres stations). Il se peut qu'un faible pH ait fait augmenter les concentrations de Zn et de Cr dans l'eau interstitielle (Sigg, 1987). Les concentrations de ces deux métaux dans l'eau interstitielle sont le plus élevées à la station du port de St. Ann, même si ces sédiments contiennent seulement des quantités modérées de Zn et de Cr (relativement aux autres stations).

La troisième composante principale décrivant 8,01 % de la variabilité de l'ensemble de données différencie la station 9 (non indiquée) des autres stations en raison des apports contrastants contribuant aux particules fines (l'argile et le limon) et au sable. C'est à la station 9 qu'il y a le plus d'argile et de limon et le moins de sable relativement aux autres stations.

On voit donc que les stations sont ordonnées le long d'un gradient de concentration. Les sédiments du port de St. Ann sont plus humides (et peut-être plus poreux) et les concentrations de métaux dans l'eau interstitielle sont élevées, possiblement en raison du pH. La station 9 présente une anomalie en ce qui concerne la classe granulométrique des sédiments, car on y trouve plus d'argile et moins de sable que dans les autres stations.

L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité se fait au moyen de l'analyse des composantes principales. Trois composantes décrivent 94,600 % de la variabilité totale de l'ensemble de données. Les cotes sont présentées graphiquement à la figure 29.

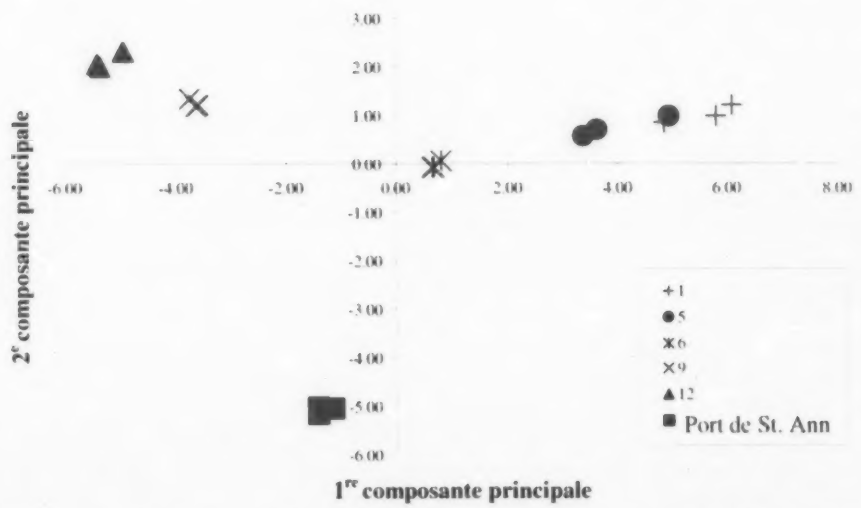


Figure 28 Graphique des cotes pour les variables physiques et chimiques des sédiments

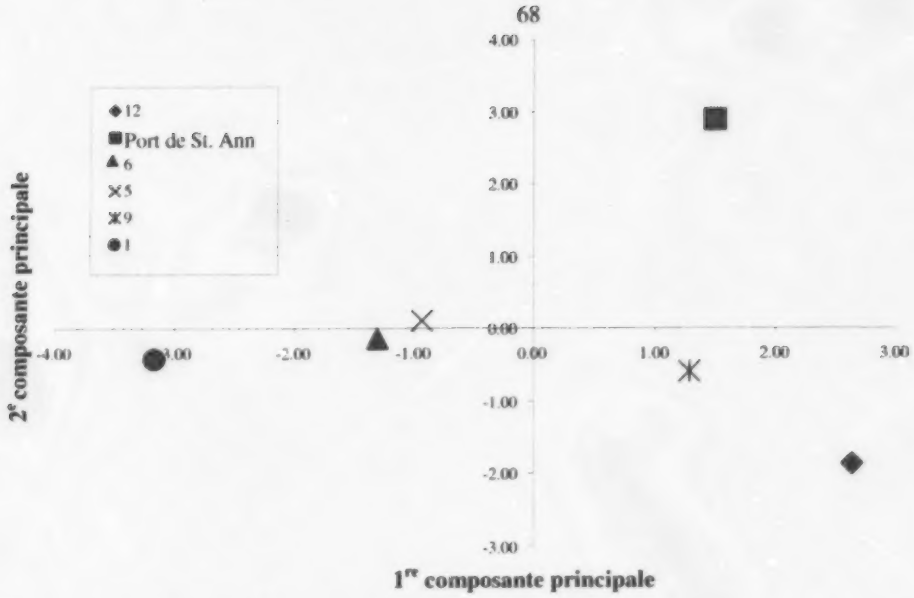


Figure 29 Graphique des cotes pour les réactions aux essais biologiques

La première composante principale décrivant 53,2 % de la variabilité totale de l'ensemble de données ordonne les stations de façon à correspondre approximativement au gradient des HAP. Les stations 5 et 6 sont regroupées, et il y a peu de différences entre la station 9, le port de St. Ann et la station 12. L'ordre des stations (1, 5, 6, 9, port de St. Ann et 12) est dicté par les apports contribuant aux réactions aux essais biologiques de toxicité suivants : *E. washingtonianus*, *E. estuarius*, *A. virginiana*, essai Microtox® en phase solide et *R. abronius*.

La deuxième composante principale décrivant 23,9 % de la variabilité totale de l'ensemble de données différencie la station de référence du port de St. Ann en raison des apports contribuant aux essais biologiques de toxicité pour *P. cornuta*, *D. excentricus*, *E. wasghingtonianus*, *A. virginiana* et *R. abronius* qui contrastent avec ceux pour *L. pictus* et l'essai Microtox® en phase solide. En effet, la réaction maximale ou quasi maximale (c.-à-d. la croissance, le pourcentage de fertilisation ou le pourcentage de survie le plus élevés) est observée dans le port de St. Ann dans le cas du premier groupe d'essais, tandis que pour le deuxième groupe, la réaction est faible ou intermédiaire.

La troisième composante principale décrivant 17,400 % de la variabilité totale de l'ensemble de données différencie faiblement la station 9 en raison des apports contribuant aux essais biologiques de toxicité pour *E. estuarius*, *A. virginiana* et *E. washingtonianus*, qui contrastent avec ceux pour *R. abronius*, *L. pictus*, *P. cornuta*, *D. excentricus* et l'essai Microtox® en phase solide. En effet, le pourcentage maximal ou quasi maximal de survie ou de fertilisation est observé à la station 9 dans le cas du premier groupe d'essais, tandis que la réaction est faible ou intermédiaire pour le deuxième groupe.

L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité montre que les stations peuvent être ordonnées le long du gradient des HAP, que la station de référence du port de St. Ann est différenciable des autres stations et que la station 9 est faiblement différenciable des autres stations.

4.8.1 Comparaison heuristique des ordinations (tableau 35)

Les ordinations montrent qu'il existe une bonne concordance. Les trois méthodes d'évaluation regroupent les stations 1, 5 et 6. La station 9 est différenciée en raison de l'abondance numérique de certains taxons, des contrastes dans les

réactions aux essais biologiques de toxicité et des différences dans la classe granulométrique des sédiments. L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité et des paramètres physiques et chimiques des sédiments différencie le port de St. Ann des autres stations.

4.8.2 Comparaison des trois méthodes d'évaluation

Pour chacune des trois méthodes d'évaluation, les matrices des réactions ou des mesures à une station donnée sont comparées au moyen du test de Mantel (Mantel, 1967). Il s'agit d'une méthode non paramétrique de ré-échantillonnage qui teste l'hypothèse nulle Ho, selon laquelle il n'y a pas d'association entre deux matrices de distance. Les matrices de distance sont formées en déterminant la distance multivariée entre deux stations en fonction des variables d'intérêt. Par exemple, une matrice de distance fondée sur les données concernant l'abondance des macroinvertébrés benthiques indique la « distance » entre les matrices en fonction de l'abondance des macroinvertébrés. Une matrice de distance fondée sur les réactions aux essais biologiques de toxicité indique la distance entre les mêmes stations en fonction des réactions à ces essais. Si l'abondance de la population benthique et les réactions aux essais biologiques de toxicité sont reliées, elles devraient produire des matrices de distance semblables entre les stations. Le test de Mantel vérifie la similarité des deux matrices de distance mesurée par la corrélation en utilisant des permutations pour tester la signification de la corrélation entre les deux matrices de distance qui sont comparées. Les résultats de ces analyses sont résumés au tableau 36. Les corrélations presque égales à 1 ou à –1 indiquent qu'il existe entre les deux ensembles de données comparés une forte corrélation positive ou négative. Lorsque la valeur de P est faible, la corrélation est significativement différente de 0.

Il n'existe pas de corrélation significative entre aucune des stations comparées, mais la valeur de P pour la concordance entre les paramètres physiques et chimiques des sédiments et les essais biologiques de toxicité est modérément faible (elle se rapproche de la valeur seuil généralement acceptée de $\alpha = 0,05$), parce que certaines réponses aux doses sont prévisibles.

En outre, si l'on se fonde sur les quotients moyens des CEP figurant au tableau 30, la proportion des essais indiquant qu'un sédiment n'est pas conforme concorde avec la probabilité qu'un sédiment est fortement toxique (voir la définition qu'en donnent *Long et al.*, 1998).

4.9 H9 : Les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité peuvent-ils être ajustés de façon à correspondre aux évaluations de la qualité des sédiments fondées sur la structure de la communauté benthique ou sur les RQS ou les RPQS?

Les tests de l'hypothèse précédente indiquent que les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité caractérisent (cotent) les sédiments de la même façon que les CEP spécifiées dans les RQS ou les RPQS. Lorsque la batterie d'essais biologiques de toxicité sert à déterminer si les matières de dragage peuvent être immergées en mer, chacun des essais suivants doit être effectué : la survie des amphipodes, la fertilisation des échinodermes, la bioaccumulation chez les bivalves et l'essai Microtox® (*V. fischeri*) en phase solide (L. Porebski, communication personnelle, Environnement Canada, Ottawa, Ontario, 1999). Un sédiment échoue à la batterie d'essais biologiques si deux essais au moins ou un essai de toxicité aiguë (pour les amphipodes) se soldent par un échec.

On ne devrait pas accorder trop de poids à la différence significative ou, conformément à la terminologie du présent rapport, à « l'échec » des stations 1, 5, 6 et 9 relativement à l'une ou l'autre des stations de référence en raison de l'état des communautés de macroinvertébrés benthiques *in situ*. La méthode ANOSIM est relativement nouvelle et peut être trop sensible. Les méthodes d'ordination et l'opinion d'experts regroupent les stations 1, 5 et 6 et le port de St. Ann. Ce regroupement de la station de référence avec les sites les plus fortement contaminés ne

Tableau 35 Résumé des ordinations

Objet de l'ordination	Commentaire
Structure de la communauté benthique	La première composante différencie les stations 9 et 12 en raison de l'abondance numérique de certains taxons. La seconde composante différencie la station de référence numéro 12 parce que certains organismes se retrouvent à cette station seulement. Les stations 1, 5, 6 et celle du port de St. Ann sont regroupées.
Essais biologiques de toxicité	Ils indiquent la présence d'un gradient, différencient le port de St. Ann et différencient faiblement la station 9 parce que les réactions aux essais biologiques de toxicité sont contrastantes. Les stations 1, 5, 6 et 12 sont regroupées.
Paramètres physiques et chimiques des sédiments	Ils indiquent la présence d'un gradient, différencient le port de St. Ann en raison de l'ammoniac, des métaux et du faible pH de l'eau interstitielle, et différencient la station 9 parce que la classe granulométrique n'y est pas la même. Les stations 1, 5, 6 et 12 sont regroupées.

Tableau 36 Résultats des comparaisons faites au moyen du test de Mantel

Comparaison	Corrélation	Valeur de P
Essais biologiques de toxicité et structure de la communauté benthique	0,133	0,364
Paramètres physiques et chimiques des sédiments et structure de la communauté benthique	-0,205	0,892
Paramètres physiques et chimiques des sédiments et essais biologiques de toxicité	0,436	0,199

va pas de pair avec les résultats des essais biologiques de toxicité et les concentrations de contaminants dans les sédiments.

La proportion des essais biologiques de toxicité indiquant la non-conformité d'une station est plus fortement corrélée avec la proportion de stations jugées non conformes selon les critères relatifs à la CEP plutôt qu'à la CSE. En outre, la cote réussite-échec des stations est la même, que l'on utilise les essais biologiques de toxicité ou les CEP dans les sédiments. Enfin, si l'on se fonde sur les quotients moyens des CEP, la proportion des essais indiquant qu'un sédiment n'est pas conforme concorde avec la probabilité qu'un sédiment est fortement toxique. Empiriquement et statistiquement parlant, on peut voir que, dans l'ensemble, les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité reflètent de façon significative la contamination des sédiments.

Résumé des tests des hypothèses

Il arrive parfois dans le présent rapport qu'un test ou qu'une analyse d'hypothèse soit répété lorsque l'une des deux stations de référence sert de point de comparaison. Si l'utilisation d'une station de référence différente a pour effet de modifier les conclusions, on résume les différences dans le tableau 37 en incluant un ensemble distinct de rangées pour l'hypothèse en question. Les résultats et les conséquences de l'hypothèse 2 sont représentatifs de la méthode de modélisation manuelle ou par consensus plutôt que de la méthode informatisée de modélisation décrite dans la section 4.2.2.

Tableau 37 Résumé des tests des hypothèses

Test de l'hypothèse	Résultat	Conséquence
H1 : Homogénéité des facteurs confondants dans toutes les stations.	La valeur médiane du COT, la teneur en humidité, le pourcentage de sable, de limon et d'argile, le potentiel d'oxydoréduction, l'ammoniac dans l'eau interstitielle et les sédiments et les sulfures dans les sédiments sont différents dans le cas d'au moins une des stations le long du gradient.	Les réactions aux essais biologiques de toxicité et la structure de la communauté benthique peuvent varier en raison des facteurs confondants et des effets des substances toxiques.
H2a : Effet des facteurs confondants sur les réactions aux essais biologiques de toxicité.	Parmi les organismes qui ont fortement réagi aux effets biologiques le long du gradient, aucun n'a été mieux prédit par les facteurs confondants. Toutefois, le COT a souvent été fortement corrélé avec les variables incluses dans le modèle et a donc été une variable explicative concurrente.	Les facteurs confondants n'influent pas plus sur les réactions observées que les variables qui sont des contaminants. Ces facteurs, notamment le COT, sont souvent associés à de fortes concentrations de contaminants. On devrait continuer de surveiller les facteurs confondants.
H2b : Les réponses aux doses sont-elles prévisibles?	Les amphipodes *A. virginiana* et *E. estuarius* ont fortement réagi aux gradients de HAP. D'autres organismes ont réagi à différents contaminants, comme les métaux. L'exploration des divers modèles non présentés montre que les variables qui ne sont pas des contaminants sont aussi associées aux réactions, mais pas aussi fortement que les contaminants. La corrélation entre les facteurs contaminants et non contaminants, notamment le COT et le potentiel d'oxydoréduction, était souvent élevée. On n'a pas observé d'effets dus à des facteurs non contaminants, comme la classe granulométrique.	Les réactions aux essais biologiques de toxicité sont surtout dues aux contaminants.

Test de l'hypothèse	Résultat	Conséquence
H3 : Un essai biologique de toxicité donne-t-il toujours les mêmes résultats dans un site donné?	L'erreur quadratique moyenne des échantillons ou la variabilité des échantillons répétés de laboratoire pour les essais biologiques de toxicité sur *E. washingtonianus* et *D. excentricus* étaient toutes deux plus grandes que l'erreur quadratique moyenne du traitement ou la variabilité des échantillons répétés de terrain.	Ces tests montrent que la variabilité est plus grande dans les échantillons qu'entre les échantillons.
H4 : La série d'essais biologiques de toxicité donne-t-elle une interprétation uniforme de la qualité du sédiment?	Voir les sous-sections suivantes.	Le point de comparaison influe sur la décision réussite-échec et donc sur le classement des sensibilités relatives. Le groupe d'essais biologiques de toxicité cote les stations de la même façon seulement si le point de comparaison est un sédiment de contrôle. Le choix du point de comparaison est important pour l'immersion des déchets en mer.
H4a : Tous les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon. (Station de référence : port de St. Ann)	Selon les critères réussite-échec, *L. pictus* et *R. abronius* étaient les espèces les moins sensibles et *D. excentricus* la plus sensible. Statistiquement, le groupe d'essais biologiques de toxicité ne cote pas les stations de la même façon.	Le choix de l'essai biologique de toxicité (et de l'espèce) influe sur la cote réussite-échec d'un sédiment ou d'une station.
H4a : Tous les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon. (Station de référence : la station 12)	Selon les critères réussite-échec, *D. excentricus* et *R. abronius* étaient les espèces expérimentales les moins sensibles et *A. virginiana*, *E. washingtonianus* et *V. Fischeri* les plus sensibles. Statistiquement, le groupe d'essais biologiques de toxicité ne cote pas les stations de la même façon.	Le choix de l'essai biologique de toxicité influe sur la cote réussite-échec d'un sédiment ou d'une station.
H4a : Tous les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon. (Station de référence : le sédiment de contrôle)	Selon les critères réussite-échec, *R. abronius* était l'espèce la moins sensible et *D. excentricus* la plus sensible. Statistiquement, le groupe d'essais biologiques de toxicité cote les stations de la même façon.	Le choix de l'essai biologique de toxicité n'influe pas sur la cote réussite-échec d'un sédiment ou d'une station.

Test de l'hypothèse	Résultat	Conséquence
H4b : Tous les essais biologiques de toxicité classent les sites de la même façon.	Les essais utilisant *R. abronius*, *L. pictus* et *D. excentricus* ne classent pas les stations de la même façon que les autres essais biologiques de toxicité.	Trois essais biologiques de toxicité ont classé les stations différemment. Dans le cas de l'espèce la plus sensible et la moins sensible, les stations ont été classées différemment des autres essais biologiques de toxicité.
H5 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils une effet lorsque les CSE et les CEP sont dépassées?	La comparaison entre la proportion des essais biologiques de toxicité qui se soldent par un échec dans une station et la proportion des paramètres dont la valeur dépasse la CEP ou la CSE spécifiées dans les RPQS était significative. Le degré de corrélation entre la cote réussite-échec des stations découlant des essais biologiques de toxicité et la valeur des paramètres chimiques étaient plus élevés si l'on se servait de la CEP plutôt que de la CSE.	Les réactions aux essais biologiques de toxicité sont déclenchées par le dépassement des CEP ou des CSE. Le point de comparaison influe sur la décision réussite-échec et donc sur la force de la relation entre les CEP ou les CSE. La proportion des essais biologiques de toxicité qui donnent lieu à des réactions correspond approximativement à la proportion prévue si l'on se fonde sur les quotients moyens des CEP.
H6 : Les essais biologiques de toxicité indiquent-ils un effet lorsque c'est le cas pour la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*?	Les essais biologiques de toxicité indiquent toujours un effet (fondé sur l'échec d'au moins un essai). Les stations d'exposition de la communauté de macroinvertébrés benthiques diffèrent toujours de l'une ou l'autre des stations de référence si l'on emploie des méthodes de permutation, mais tel n'est pas le cas si l'on utilise des méthodes d'ordination.	Comme toutes les stations ont été jugées « non conformes » selon les deux ensembles de critères, cette affirmation est équivoque. Lorsque la méthode ANOSIM est employée après l'ordination, on peut dire que, une fois réduits les effets de l'abondance numérique, toutes les stations diffèrent de l'une ou l'autre des stations de référence probablement en raison de la composition des espèces.
H7 : Les trois méthodes d'évaluation caractérisent-elles les sédiments de la même façon?	Les trois méthodes d'évaluation ne caractérisent pas les sédiments de la même façon. La structure de la communauté benthique indique qu'aucune des stations n'est conforme (voir les mises en garde de la section 4.6), comme le feraient les CSE si elles servaient de critères réussite-échec. Les cotes résultant des essais biologiques de toxicité concordent parfaitement avec les CEP (si ces dernières servent de critères réussite-échec).	La composition chimique des sédiments et les essais biologiques de toxicité caractérisent les sédiments de la même façon.

Test de l'hypothèse	Résultat	Conséquence
H8 : Quel est le degré de corrélation entre les trois ensembles de données?	L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité et des paramètres physiques et chimiques des sédiments permet de déterminer l'ordre des stations d'exposition le long du gradient de substances chimiques et différencie à la fois la station 9 et celle du port de St. Ann. L'ordination de la structure de la communauté benthique différencie les stations 9 et 12 tout en regroupant les stations 1, 5, 6 et celle du port de St. Ann. Les tests de Mantel n'indiquent aucune corrélation significative entre les trois ensembles de données si l'on utilise des distances euclidiennes.	L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité et des paramètres physiques et chimiques des sédiments indique que les essais reflètent la composition chimique des sédiments même si le test de Mantel ne le corrobore pas. L'ordination de la communauté benthique *in situ* n'ordonne pas les stations le long du gradient connu, mais elle regroupe les stations 1, 5 et 6. Toutefois, la station de référence est aussi regroupée avec ces sites contaminés.
H9 : Les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité doivent-ils être ajustés de façon à correspondre aux évaluations de la qualité des sédiments fondées sur la structure de la communauté benthique ou les RQS ou les RPQS?	Les critères provisoires d'interprétation des essais biologiques de toxicité indiquent une concentration produisant un effet probable.	Les critères actuels d'interprétation permettent de protéger l'environnement à court terme ou au niveau létal en raison des réactions mesurées, pour les types et les concentrations de contaminants que l'on retrouve. À noter que la présente étude a utilisé des expositions relativement courtes et un petit groupe de taxons. Il serait préférable d'entreprendre des recherches plus poussées afin de clarifier les liens avec les effets de la bioaccumulation ou sublétaux à l'échelle de l'écosystème.

Discussion

6.1 Détermination de l'efficacité des essais biologiques de toxicité

6.1.1 Essais de toxicité aiguë pour la survie

Dans les essais de toxicité aiguë pour la survie des amphipodes, la réaction varie de modérée à très forte. Les réactions de *A. virginiana* et de *E. estuarius* sont reliées aux HAP dans les sédiments et l'eau interstitielle respectivement. Les comparaisons réussite-échec avec les sédiments de contrôle montrent que les amphipodes dans l'ensemble sont moins sensibles que les échinodermes et *V. fischeri*. Lorsque les caractérisations réussite-échec sont faites relativement à la station de référence du port de St. Ann ou à la station de référence numéro 12, la sensibilité des amphipodes est intermédiaire comparativement à celle des échinodermes et de *V. fischeri*.

Les stations ne sont pas cotées de la même façon par les différents essais biologiques de toxicité. La présente évaluation n'inclut pas les polychètes en raison d'un manque d'échantillons répétés. Cette conclusion est valable, que les décisions réussite-échec soient prises relativement au port de St. Ann ou à la station de référence numéro 12. Lorsqu'on prend en considération les réactions aux essais biologiques de toxicité plutôt que les cotes réussite-échec, on constate que *A. virginiana*, *E. estuarius* et *E. washingtonianus* classent les stations de la même façon.

L'utilisation des amphipodes *A. virginiana* et *E. estuarius* est recommandée en raison de la concordance générale des cotes réussite-échec, de la stabilité de la sensibilité par rapport aux conditions de référence changeantes, de la variabilité statistique acceptable et de la réaction au gradient connu de contaminants organiques dans la présente étude.

6.1.2 Essais de toxicité sublétale

Il a été impossible de prédire la réponse à la dose dans le cas de *D. excentricus*, *L. pictus*, *B. proboscidea* ou *P. cornuta*. Pour *V. fischeri*, la réponse exprimée sous forme logarithmique était bien prédite par le Ni présent dans les sédiments.

Lorsque la cote réussite-échec des sédiments relativement aux sédiments de contrôle est établie au moyen d'essais de toxicité sublétale, les essais sur les échinodermes sont les plus sensibles et celui sur *V. fischeri* a une sensibilité intermédiaire. Lorsque l'essai est effectué relativement aux sédiments du port de St. Ann, celui portant sur la fertilisation de *D. excentricus* est encore parmi les plus sensibles, l'essai de toxicité pour *L. pictus* est le moins sensible et la sensibilité relative de l'essai sur *V. fischeri* demeure inchangée. Lorsque l'essai est fait relativement aux sédiments de la station de référence numéro 12, celui portant sur la fertilisation de *D. excentricus* compte parmi les moins sensibles et la sensibilité des deux autres essais de toxicité sublétale est intermédiaire.

Dans les essais de toxicité sublétale, la variabilité des échantillons pour *D. excentricus* était plus grande que celle entre les échantillons, ce qui signifie que les différences entre les stations ou entre les sites d'exposition et de contrôle peuvent être masquées par la variabilité dans un site.

Ce sont les essais de toxicité sublétale pour les échinodermes qui sont le plus problématiques. L'essai sur la fertilisation de *D. excentricus* comportait une grande variabilité statistique. Les essais sur les échinodermes étaient aussi influencés par le choix de la station de référence. Porebski *et al.* (1998) ont aussi constaté que l'essai sur *D. excentricus* était variable et influencé par le choix de la station de référence.

L'essai sur *V. fischeri* est demeuré uniforme lorsque les stations de référence ont été changées parce que la décision réussite-échec n'est pas prise en fonction des résultats à un site de référence. La section 6.6 présente des suggestions visant à modifier les critères d'interprétation de cet essai qui auraient un effet sur son uniformité.

La survie des polychètes ne dépendait pas du gradient et seule la croissance de *P. cornuta* a changé systématiquement le long du gradient, mais ce changement n'était pas prévisible. En

outre, *P. cornuta* n'a pas réagi comme prévu à un gradient connu de métaux (Porebski *et al.*, 1998).

Les résultats de la présente étude indiquent que les problèmes posés par les essais de toxicité sublétale sont le manque général de réponses prévisibles aux doses le long d'un gradient connu de contaminants (l'essai de toxicité pour *V. fischeri* fait exception) et la cote équivoque réussite-échec des sédiments fondée sur les essais de toxicité pour les échinodermes.

6.1.3 Essais de bioaccumulation

La bioaccumulation dans *M. nasuta* des HAP et des BPC présents dans l'eau interstitielle était très prévisible. L'essai de bioaccumulation dans *M. nasuta* est en train d'être normalisé par la USEPA et on le préconise pour l'évaluation des matières de dragage à immerger en mer (USEPA/USACE, 1998).

L'espèce canadienne *M. balthica* a été utilisée pour évaluer la bioaccumulation le long d'un gradient connu de métaux (Porebski *et al.*, 1998), mais les laboratoires concernés ont fait remarquer que l'essai demandait trop de main-d'œuvre en raison de la faible taille de l'organisme. Il est peut-être préférable d'utiliser *M. nasuta* parce qu'il est plus gros, qu'il a donné de bons résultats dans un gradient de contaminants organiques et que son utilisation par la USEPA pour l'évaluation de la qualité des sédiments offre un point de comparaison plus général. Par contre, cet organisme ne vit pas dans les eaux froides du Canada. Avant de décider finalement de privilégier *M. nasuta*, des études comparatives de sensibilité et de variabilité devraient être entreprises.

6.2 Paramètres physiques et chimiques des sédiments

6.2.1 CEP/CSE et essais biologiques de toxicité

Les concentrations de contaminants ne sont pas la seule raison pour laquelle une station n'est pas conforme aux fins de l'immersion des déchets en mer, mais lorsqu'il existe une corrélation entre les concentrations spécifiées dans les recommandations et les essais biologiques de toxicité qui se soldent par un échec, on peut être assuré dans une certaine mesure que les critères relatifs aux effets biologiques n'ont pas besoin d'être ajustés. Dans la présente étude, il y avait une corrélation significative entre la proportion d'échecs à une station donnée découlant des essais biologiques de toxicité et les CSE de même que les CEP spécifiées dans les RPQS et les RQS lorsque les décisions réussite-échec ont été prises relativement au sédiment de contrôle, mais seulement avec les CEP des RPQS et des RQS lorsque le port de St. Ann était la station de référence choisie pour établir les cotes découlant des essais biologiques de toxicité.

La proportion des essais indiquant la non-conformité des sédiments (relativement au sédiment de contrôle) concorde avec la probabilité, fondée sur les quotients moyens des CEP, que le sédiment est fortement toxique.

6.2.2 Composition chimique de l'eau interstitielle et des sédiments

La question de l'utilisation de la composition chimique de l'eau interstitielle en plus de celle des sédiments a été soulevée. Dans la présente étude, la bioaccumulation dans *M. nasuta* des HAP et des BPC présents dans l'eau interstitielle était plus prévisible que celle des HAP et des BPC contenus dans les sédiments. Des deux fortes réponses à la dose observées dans le gradient des contaminants organiques, l'une était bien prédite par les HAP dans les sédiments (survie de *A. virginiana*) et l'autre par les HAP dans l'eau interstitielle (survie de *E. estuarius*). Les essais biologiques de fertilisation des échinodermes dans l'eau interstitielle n'ont pas produit de réactions prévisibles aux contaminants mesurés dans l'eau interstitielle ou les sédiments.

Les méthodes informatisées de modélisation portent à croire que les variables de l'eau interstitielle expliquent une plus grande partie de la variabilité observée dans les réactions aux essais biologiques de toxicité que les variables des sédiments. Toutefois, cette observation n'a pas été confirmée lorsque les réponses à la dose ont été modélisées manuellement.

Les travaux de la présente étude portent à croire que les variables de l'eau interstitielle sont corrélées avec certaines réactions aux essais

biologiques. L'évaluation des avantages supplémentaires que comporterait la mesure des contaminants de l'eau interstitielle pour le programme d'immersion des déchets en mer déborde le cadre du présent projet. Il faut toutefois noter que d'autres instances reconnaissent la pertinence des concentrations de contaminants dans l'eau interstitielle pour l'évaluation des sédiments. La USEPA est en train d'élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments en faisant appel à la méthode du partage à l'équilibre (Péq) pour les composés organiques non ioniques (USEPA, 1992 et 1999) et à l'extraction simultanée des métaux pour établir des critères relatifs à ces derniers (Ankley *et al.*, 1996). Ces deux méthodes sont fondées sur les paramètres de l'eau interstitielle parce qu'elles examinent, indirectement (Péq) ou directement (ESM), les concentrations de contaminants qui s'y retrouvent. L'inclusion des variables de l'eau interstitielle (sous une certaine forme) permettrait de faire une comparaison avec d'autres méthodes d'évaluation des sédiments et pourrait aider à comprendre les résultats des essais sur l'eau interstitielle.

6.2.3 Mesure des HAP totaux par opposition aux HAP individuels

Les HAP individuels étaient fortement corrélés avec les HAP totaux, en partie parce que chaque HAP contribue à la mesure des HAP. Toutefois, cette observation a aussi été formulée dans les recherches sur les sédiments d'eau douce contaminés par des composés organiques (Moran *et al.*, 1997). Swartz (1999) et la USEPA (1999) se demandent s'il est utile de remplacer la mesure des HAP individuels par celle des HAP totaux. Compte tenu de cette étude et d'autres recherches récentes, le programme d'immersion des déchets en mer pourrait continuer de faire un dépistage des sédiments fondé sur la valeur des HAP totaux.

6.3 Choix des stations de référence

Dans l'ensemble, les essais biologiques de toxicité ne cotent pas les stations de la même façon lorsque le point de comparaison est un sédiment de référence, mais comparativement à un sédiment de contrôle, le groupe d'essais cote les sédiments de la même façon.

Le manque de concordance des cotes réussite-échec découlant des réactions aux essais biologiques de toxicité relativement à un sédiment de référence peut être dû aux effets de facteurs présents dans les sites de référence. Lorsque des organismes, à l'encontre de certains autres, ont une réaction négative dans les sédiments de référence, la cote des sédiments (relativement aux stations de référence) ne sera pas uniforme pour le groupe d'essais de toxicité. En pratique, aux fins de l'immersion des déchets en mer, les résultats de la batterie d'essais peuvent être contradictoires.

Le changement observé dans la sensibilité relative des espèces biologiques expérimentales est une autre conséquence de la réaction différente des organismes aux sédiments de référence. Cette observation peut paraître inquiétante, mais lorsque les deux espèces dont la sensibilité a été inversée, *D. excentricus* et *L. pictus*, ont été examinées, leurs réactions extrêmes ont été observées dans les sédiments de contrôle du port de St. Ann ou de la station de référence numéro 12. Par conséquent, lorsque des décisions réussite-échec sont prises, ces stations ont une importance essentielle. Le choix de la station (ou du pivot) influe sur la décision réussite-échec.

La concordance des cotes réussite-échec découlant des réactions aux essais biologiques de toxicité relativement aux réactions dans les sédiments de contrôle signifie que les essais biologiques réagissent négativement aux variables confusionnelles ou aux effets des contaminants dans les sites d'exposition.

Le choix de la station de référence a aussi influé sur la force de la corrélation entre la proportion de sédiments jugés « non conformes » à la suite des essais biologiques de toxicité et la proportion de sédiments non satisfaisants comparativement aux CSE ou aux CEP. En général, c'est lorsque le sédiment de contrôle a été utilisé comme station de référence qu'on a observé la plus forte corrélation entre les décisions réussite-échec découlant des essais biologiques de toxicité et les décisions fondées sur la composition chimique des sédiments. Cette observation peut être quelque peu circulaire parce que les CEP et les CSE sont

calculées à partir de la moyenne géométrique des percentiles d'une base de données sur les essais biologiques de toxicité avec effet et sans effet (EC, 1995b). L'observation est circulaire parce que la définition des termes « avec effet » et « sans effet » peut être formulée relativement à un sédiment de référence ou de contrôle propre à chaque expérience. Pour chacun des ensembles de données sur les essais avec et sans effet, le collaborateur a déterminé s'il y avait effet ou non et cette décision a pu être prise relativement à un sédiment de référence ou de contrôle.

Une station de référence devrait être choisie en tenant compte des buts des expériences et de l'étude. Dans le cas présent, la station de référence a été choisie de façon qu'on y retrouve les mêmes facteurs confondants que dans le port de Sydney, comme la classe granulométrique et la profondeur, afin d'examiner les problèmes auxquels donne lieu l'interprétation de la cote réussite-échec des sédiments établie par les trois méthodes d'évaluation. Même si la plupart des facteurs confondants potentiels variaient statistiquement d'une station à l'autre, ils n'étaient pas la principale cause des réactions prévisibles aux essais biologiques de toxicité. Les différences observées dans les valeurs moyennes des facteurs confondants étaient donc statistiquement significatives sans l'être écologiquement.

Il résulte de cette observation que restreindre les facteurs confondants à des intervalles de classes, comme on l'a fait pour les critères relatifs à la classe granulométrique dans les essais biologiques de toxicité pour les amphipodes (voir le tableau 6), est suffisant pour faire la comparaison des résultats de ces essais entre les stations d'exposition et de référence. Pour un facteur confusionnel donné, des intervalles de classes où un essai biologique ne varierait pas significativement pourraient servir à mieux choisir les sites de référence. Les principaux facteurs confondants pour lesquels des restrictions concernant l'amplitude des classes devraient être établies seront probablement spécifiques aux espèces.

Lorsqu'un site de référence est choisi pour une demande de permis d'immersion en mer, la USEPA (1991) propose que la classe granulométrique à la station de référence ressemble à toutes fins pratiques à celle des matières de dragage et que la station de référence soit représentative des conditions qui existaient avant l'immersion, ce qui revient à dire qu'il faut seulement comparer les sédiments lorsque les facteurs confondants connus sont compris dans le même intervalle de classes.

Bien que le site de référence pour la présente étude ait été choisi avec diligence raisonnable, il ne reflétait pas les conditions de référence pour la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ*, mais c'était le contraire pour les essais biologiques de toxicité à évaluer (à l'exception de celui pour *L. pictus*). Comme l'étude avait pour but d'examiner les problèmes découlant de l'interprétation de la cote réussite-échec établie pour les sédiments au moyen de trois méthodes d'évaluation, le choix du port de St. Ann comme station de référence ne devrait pas être changé. Toutefois, la divergence entre les réactions observées à différents niveaux de l'organisation biologique (c.-à-d. les essais de toxicité pour un seul organisme et la structure de la communauté de macroinvertébrés benthiques) porte à croire que des éléments essentiels dans le choix du site de référence n'ont pas été préalablement relevés.

Les deux stations de référence ont été choisies en fonction de la similarité des facteurs confondants connus avec ceux des sites d'exposition (voir la section 2.1). Les résultats des analyses chimiques ont indiqué que, à la station du port de St. Ann, les concentrations de Cu et de Pb dépassaient les CSE, tandis qu'à la station de référence numéro 12, les concentrations de méthyl-2 naphtalène et de As étaient supérieures aux CSE. De même, Porebski *et al.* (1998) ont constaté qu'au moins une CSE était dépassée dans le site de référence pour le port de Belledune. Ces deux observations mettent en évidence les difficultés pratiques que comporte le choix d'une station de référence. On n'aurait probablement pas pu trouver beaucoup de stations de référence où au moins une CSE n'était pas dépassée.

L'importance du choix d'un site de référence ne devrait pas être sous-estimée, notamment pour les demandes de permis d'immersion des déchets en mer, car il s'agit essentiellement

d'une expérience comportant deux « traitements », c'est-à-dire un sédiment de référence et un sédiment qui pourrait être immergé en mer. Un bon plan d'expériences laisse supposer qu'il faut déployer autant d'efforts pour les deux « traitements » en l'absence de connaissances *a priori*. Il est donc préférable de prélever des échantillons dans un nombre égal de sites de référence et d'exposition. Il faut noter que les échantillons multiples prélevés dans un site ou une zone de référence ne sont pas des échantillons répétés. Ces échantillons sont mieux décrits comme des pseudo-échantillons répétés (Hurlbert, 1984) et on a dit qu'ils n'étaient pas représentatifs de la variabilité naturelle (Underwood, 1991).

L'utilisation de plusieurs stations de référence pour déterminer les effets potentiels des contaminants est approuvée par la USEPA (1991) aux fins de l'immersion des déchets en mer et par Environnement Canada (1998b) en vue de l'évaluation des effets potentiels sur l'environnement des fabriques de pâtes et papiers.

L'utilisation de plusieurs sites de référence pour comparer les résultats des essais biologiques de toxicité pose certains problèmes, dont les restrictions concernant leur choix pour éviter d'influer sur la demande de permis, la possibilité d'en trouver un, et encore moins plusieurs qui soient convenables, la présence de contaminants insoupçonnés et les coûts additionnels qui en découlent.

6.4 *Stations de référence par opposition aux stations de contrôle*

Le point de comparaison a influé : 1) sur la décision réussite-échec prise au sujet d'un sédiment; 2) sur l'uniformité de l'interprétation des essais biologiques de toxicité et 3) sur le degré de corrélation entre les cotes découlant des essais biologiques de toxicité et les contaminants présents dans les sédiments.

1) Le choix de la station de référence a influé sur la décision réussite-échec découlant d'un seul essai biologique.

2) Dans l'ensemble, les essais biologiques de toxicité cotent les stations de la même façon lorsque le point de comparaison est un sédiment de contrôle, mais tel n'est pas le cas lorsqu'il s'agit de sédiments de référence.

3) Les résultats des évaluations biologiques concordent avec ceux de l'analyse chimique des sédiments lorsque le sédiment de contrôle sert de point de comparaison. Lorsqu'une décision réussite-échec découlant de l'essai biologique est prise par rapport à un sédiment de référence, elle est moins fortement corrélée avec l'évaluation du sédiment faite en fonction des critères pour les contaminants, parce que la proportion des essais biologiques indiquant la non-conformité des stations le long du gradient ne diminue pas de façon monotone lorsque les décisions réussite-échec sont prises par rapport aux stations de référence. Le nombre d'échecs dus aux valeurs de la CSE ou de la CEP ne diminue pas de façon monotone le long du gradient.

6.5 *Comparaison des trois méthodes de caractérisation des sédiments*

Les ordinations montrent que les trois méthodes d'évaluation regroupent les stations 1, 5 et 6. La station 9 est différenciée des autres stations en raison de l'abondance numérique de certains taxons, des contrastes dans les réactions aux essais biologiques de toxicité et des différences dans la classe granulométrique des sédiments. L'ordination des réactions aux essais biologiques de toxicité et des paramètres physiques et chimiques des sédiments différencie aussi le port de St. Ann des autres stations.

Cette constatation concorde avec la corrélation observée entre les caractérisations faites au moyen des essais biologiques de toxicité, ainsi que des CSE ou des CEP, et la bioaccumulation des composés organiques dans les bivalves. L'absence de corrélation entre la santé de la communauté de macroinvertébrés benthiques *in situ* et la contamination des sédiments est peut-être davantage la conséquence d'un effet à la station de référence du port de St. Ann que

l'absence d'un effet dans le bas du gradient. La figure 18 montre que la diversité de la communauté de macroinvertébrés benthiques augmente de façon presque monotone jusqu'à la station de référence du port de St. Ann. L'état non satisfaisant de la communauté benthique à cette station est suffisant pour masquer cette tendance lorsqu'on compare les ordinations et peut être en partie la cause de l'absence de signification indiquée par le test de Mantel.

6.5.1 Critères d'interprétation

Les CSE et les CEP des contaminants dans les sédiments concordent avec les résultats des essais biologiques de toxicité, mais les CEP sont plus fortement corrélées que les CSE (aux fins de l'immersion des déchets en mer, la composition chimique des sédiments n'est pas la seule raison pour laquelle une station est jugée non conforme). Empiriquement et statistiquement parlant, on peut voir que, dans l'ensemble, les critères provisoires actuels d'interprétation des essais biologiques de toxicité indiquent clairement la contamination des sédiments.

Le critère actuel d'interprétation de l'essai de bioaccumulation dans les bivalves est une différence statistiquement significative entre les sites de référence ou de contrôle et les sites d'exposition. La cote réussite-échec de l'essai a été déterminée, mais elle devrait être interprétée avec prudence en raison d'un manque de répétition. L'essai a donné lieu à une bonne réaction au gradient de contaminants organiques. Il existe des modèles qui démontrent le lien entre les contaminants organiques des sédiments (les BPC et les DDT) et la bioaccumulation dans *M. nasuta* (Boese *et al.*, 1997). Pour certains contaminants, des recommandations ont été formulées au sujet des risques pour la santé humaine (USEPA/USACE, 1998). Santé Canada ou d'autres organismes de réglementation, comme ceux qui sont responsables des lignes directrices proposées à titre indicatif au sujet de la consommation des tissus, pourraient fournir d'autres idées représentant les préoccupations canadiennes. Sinon, les critères d'interprétation pourraient être fondés sur un manque de signification **et** des différences écologiques de bioaccumulation entre les sites de référence et les matières à immerger en mer. Les décisions réussite-échec prises au sujet des échinides et des amphipodes en sont des exemples.

6.5.2 Décisions réussite-échec

Les décisions réussite-échec découlant des essais sur les échinides et les amphipodes sont mises en œuvre en appliquant deux règles de décision (EC, 1996) :

1) Il doit y avoir une différence significative entre la réaction moyenne à un site d'exposition et celle à un site de référence ou de contrôle.

2) Une diminution absolue et préalablement spécifiée de la réaction (les critères provisoires d'interprétation) entre le site d'exposition et le site de référence ou de contrôle doit être dépassée.

La première règle de décision ne fournit pas une valeur explicite de la probabilité, mais il est généralement reconnu qu'il y a signification statistique lorsque la valeur[4] de α est de 5 %. Cette valeur de α est divisée en deux moitiés parce que l'autre hypothèse envisagée a trait aux **différences** entre la réaction moyenne. Il peut donc y avoir une signification statistique si la réaction moyenne au site de référence ou de contrôle est beaucoup plus forte **ou** beaucoup plus faible que celle au site d'exposition. Comme on recherche toujours une diminution de la réaction, la valeur pratique de α n'est réellement que de 2,5 %. Ensuite, lorsqu'on applique séquentiellement la deuxième règle de décision, la valeur pratique de α n'est pas seulement maintenue, mais davantage réduite. Pour la décision finale réussite-échec, la valeur de α est de beaucoup inférieure à 5 %.

Comme la valeur de α diminue, il est plus difficile de décider qu'une station n'est pas conforme que si la valeur généralement acceptée

[4] Lorsque α égale 5 %, il y a 5 % de chances de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle ne devrait pas l'être. Compte tenu de la règle de décision, on pourrait dire qu'il existe une différence significative entre le site de référence ou de contrôle et le site d'exposition alors qu'il n'en existe pas.

de α (5 %) était maintenue, ce qui protège moins l'environnement.

Il est proposé que la connaissance experte se traduise par des critères provisoires d'interprétation et une objectivité statistique dans l'évaluation de la cote réussite-échec des sédiments en redéfinissant les diverses hypothèses, ce qui aurait pour effet de maintenir à 5 % la valeur de α et de mieux protéger l'environnement.

6.6 Suivi

Les propositions suivantes visent à améliorer le programme de délivrance des permis d'immersion des déchets en mer en réduisant les effets des variables confusionnelles et en améliorant l'interprétation des résultats de la batterie d'essais biologiques de toxicité.

- L'amplitude des classes ou l'intervalle de tolérance pour les variables confusionnelles connues devraient être définis pour tous les essais biologiques de toxicité afin que les comparaisons des sédiments à l'intérieur d'une classe soient valides. L'intervalle de l'amplitude de classe devrait correspondre à la comparaison la plus restrictive faite dans une classe donnée ou être spécifique aux espèces. En outre, on devrait vérifier si la liste des principaux facteurs confondants pour lesquels des intervalles de tolérance sont en train d'être définis est complète. Cette liste devrait demeurer spécifique aux espèces. La définition des amplitudes de classe permises en vue du choix des stations de référence et de la validité de leur comparaison est conforme au but des critères fixés pour l'utilisation valable des essais biologiques de toxicité pour les amphipodes (EC, 1998a) et devrait être envisagée.

- Il faudrait savoir s'il est préférable d'utiliser plusieurs sites de référence ou de contrôle, par opposition à un seul, à des fins de comparaison. Tel qu'indiqué dans la section 6.3, plusieurs sites de référence permettent de mieux comprendre les conditions de référence, mais ils peuvent être difficiles à trouver et entraînent des coûts plus élevés. Comme le choix des sites de référence change la décision réussite-échec (voir la section 4.4.1 H4a : Tous les essais biologiques de toxicité caractérisent-ils l'échantillon de la même façon?), des critères relatifs à leur sélection devraient être établis, peut-être de la façon indiquée précédemment. Sinon, des sédiments de contrôle pourraient servir à la prise de décisions réussite-échec, ce qui éliminerait les problèmes que posent les sites de référence, mais pourrait réduire la pertinence écologique de la comparaison.

- Comme les variables de l'eau interstitielle étaient souvent corrélées avec les réactions aux essais biologiques de toxicité, une série d'essais de ce genre utilisant des sédiments dopés pourraient être effectués afin de déterminer la force relative de la relation entre les contaminants des sédiments et ceux de l'eau interstitielle. On pourrait aussi faire une recherche bibliographique afin de déterminer les avantages relatifs des concentrations de contaminants dans l'eau interstitielle, les sédiments, l'interface entre les sédiments et l'eau et possiblement les élutriats comme méthodes de dépistage à la phase 1. À cela devrait aussi s'ajouter une analyse coûts-avantages portant sur d'autres mesures de la contamination des sédiments couplées aux méthodes de dépistage à la phase 1.

- Il est proposé que la connaissance experte se traduise par des critères provisoires d'interprétation et une objectivité statistique dans l'évaluation de la cote réussite-échec des sédiments grâce à une redéfinition des diverses hypothèses, ce qui permettrait de maintenir à 5 % la valeur générale de α pour les décisions réussite-échec et donc de protéger l'environnement dans la même mesure.

- Examiner les conséquences de la comparaison du changement dans la bioluminescence de *V. fischeri* exposé à un sédiment donné relativement à un sédiment de contrôle ou de référence de la même façon que les réactions des amphipodes, des

échinodermes et d'autres organismes sont comparées.

- Établir des critères d'interprétation de l'essai de bioaccumulation dans les bivalves (voir la section 6.5.1). Cet essai a bien réagi au gradient de contaminants organiques, mais actuellement, seule une différence statistiquement significative entre les sites de référence ou de contrôle et les sites d'exposition sert à la prise de décisions réussite-échec.

- Évaluer la comparabilité des essais de bioaccumulation dans *M. balthica* et *M. nasuta* afin de valider la substitution d'une espèce non indigène.

- Examiner davantage la variabilité inhérente aux essais sur les échinides, ainsi que les réactions relatives de ces organismes aux contaminants par opposition aux substances non contaminantes, afin de valider davantage l'utilisation de cet essai à des fins de réglementation.

- Examiner l'emploi de méthodes robustes dans la prise de décisions réussite-échec ou d'autres décisions en matière de réglementation fondées sur des organismes comme *D. excentricus* qui produisent régulièrement des valeurs aberrantes. De nouveaux tests remplacent les méthodes statistiques classiques comme le test de Dunnett.

- Il serait peut-être justifié de réexaminer les données sur l'espèce des polychètes lorsque la méthode sera définitivement mise au point.

Bibliographie

Allen, H.E., G. Fu et B. Deng. 1993. Analysis of acid-volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments, *Env. Tox. Chem., 12:*1441-1453.

Ankley, G. T., D. M. Di Toro, D. J. Hansen et W. J. Berry. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals, *Env. Tox. Chem., 15:*2056-2066.

Arenicola Marine. 1997. *Sample collection and analysis for benthic community structure: Sydney Harbour, NS, July 1997.*

Atkinson, A. C. *Plots, transformations, and regressions,* Oxford Science Publications, Oxford (Angleterre), 282 p.

BEAK Consultants Ltd. 1996. *Development of interpretive guidance for biological tests using chemical gradient studies. Phase 1: Confirmation study.* Rapport préparé pour Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa (Ont.).

Boese, Bruce L., Henry Lee II et S. Echols. 1997. Evaluation of a first-order model for the prediction of the bioaccumulation of PVBs and DDTs from sediment into the marine deposit-feeding clam, *Macoma nasuta. Environmental Toxicology and Chemistry, 16:*1545-1552.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement), 1999. *Canadian Sediment Quality Guidelines,* CCME, Winnipeg (Man.).

CSEP (Centre des sciences environnementales du Pacifique). 1999a. *Metals Analysis in Soils and Sediments.* Version 5.0, date de publication : septembre 1999, CSEP, North Vancouver (C.-B.).

———. 1999b. *Metals Analysis in Water.* Version 3.3, date de publication : 1er septembre 1999, CSEP, North Vancouver (C.-B.).

———. 1999c. *Mercury in Water Analysis.* Version 3.7, date de publication : septembre 1999, CSEP, North Vancouver (C.-B.).

Chapman, P.M. 1992. Sediment Quality Triad Approach. Dans : *USEPA, Sediment Classification methods compendium.* 10-1-10-18, Office of Science and Technology, Washington (DC).

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure, *Aust. J. Ecol., 18:*117-143.

Cochran, W.G. 1950. The comparison of percentages in matched samples, *Biometrika, 37:*256-266.

Collett, D. 1991. *Modelling binary data,* Chapman and Hall, Toronto (Ont.), 369 p.

Devitt, S. 1997. *Field activity report for collection of marine sediments from Sydney Harbour.* Préparé pour Mme L. Porebski, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa (Ont.).

Edwards, D. et J. J. Berry. 1987. The efficiency of simulation-based multiple comparisons, *Biometrics, 43:*913-928.

Environnement Canada. 1992. *Analytical methods for organochlorinated pesticides, polychlorinated biphenyls, polynuclear aromatic hydrocarbons, chlorinated benzenes, and organophosphorous pesticides in water (liquid-liquid extraction, GC determination),* Laboratoires de la qualité de l'environnement de la Région de l'Atlantique, Moncton (N.-B.).

———. 1992a. *Biological test method: Acute test for sediment toxicity using marine or estuarine amphipods.* Rapport EPS 1/RM/26. Environnement Canada, Protection de l'environnement, Ottawa (Ont.).

———. 1992b. *Biological test method: Fertilization assay using echinoids (sea urchin*

and sand dollars). Rapport EPS 1/RM/27, Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa (Ont.).

———. 1992c. *Biological test method: Toxicity testing using luminescent bacteria*. Rapport EPS 1/RM/24, Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa (Ont.).

———. 1994. *Interim sediment quality assessment values*. Environnement Canada, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Section de la qualité des sols et des sédiments, Division des recommandations, Ottawa (Ont.).

———. 1995a. « Biological Test Method: Test for Growth and Survival in Sediment using Marine or Estuarine Polychaete worms », Environnement Canada, Conservation et Protection, Ottawa (Ont.), septembre 1995. (Ébauche de manuscrit).

———. 1995b. *Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Rapport EPC-98E du CCME, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

———. 1995c. *Users guide to the application form for ocean disposal*. Rapport EPS 1/MA/1, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa (Ont.).

———. 1996. *1996 National Compendium Monitoring at Ocean Disposal Sites*, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

———. 1998a. *Reference Method for Determining Acute Lethality of Sediment to Marine or Estuarine Amphipods*. Rapport EPS1/RM/35, préparé pour la Section de la mise au point et en application de méthodes, Centre pour l'avancement des technologies environnementales, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

———. 1997. *Polynuclear aromatic hydrocarbons and total arochlors in sediments (GC/MSD)*, Direction de la surveillance et de l'évaluation de la Région de l'Atlantique, Moncton (N.-B.).

———. 1998b. *Pulp and Paper EEM Technical Guidance Document*, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

Fennell, M. et G. van Aggelen. 1997. « Biological Assessment of Sediments Collected from Sydney Harbour, Nova Scotia: Site of the 1997 Pollution Gradient Study Conducted by Environment Canada's National Disposal at Sea Program. » (Rapport inédit).

Finney, D.J. 1971. *Probit Analysis*, 3e édition, Cambridge University Press, Cambridge (Mass.).

Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternate parameters, *Ecology, 52:*577-586.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments, *Ecol. Monog., 54:*187-211.

Jackman, P. et K.G. Doe. 1997. *Toxicity of Sediments from Sydney Harbour, N.S. - Results of the 1997 Pollution Gradient Study*, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Moncton (N.-B.) (Rapport inédit)

Keddy, C., J. C. Greene et M. A. Bonnell. 1994. *A review of whole organism bioassays for assessing the quality of soil, freshwater sediment, and freshwater in Canada*. Série scientifique 198, p.125, Environnement Canada, Direction générale de la conservation des écosystèmes, Ottawa (Ont.).

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). 1999. Statuts du Canada, chapitre 33, Gouvernement du Canada, Ottawa (Ont.), Canada.

Long, E.R., L. J. Field et D. D. MacDonald. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines, *Env. Tox. Chem., 17(4):*714-727.

Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach, *Cancer Res., 27:*209-220.

Margalef, R. 1958. Information theory in ecology, *Gen. Syste., 3:*36-71.

Matheson, R. A. F., G. L. Trider, W. R. Ernst, K. G. Hamilton et P. A. Hennigar. 1983. *Investigation of polynuclear aromatic hydrocarbon contamination of Sydney Harbour, N.S.*, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Dartmouth (N.-É.).

McIntosh, R.P. 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity, *Ecology, 48:*392-404.

McCullagh, P. et J. A. Nelder. 1989. *Generalized linear models*, Chapman and Hall, Toronto (Ont.), 551 p.

Microbics Corporation. 1992. *Microtox® Update Manual*, Carlsbad (Calif.).

Ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique. 1994. « Sand dollar sperm inhibition bioassay manual. » (Rapport inédit)

Moran, T., D. Adams, K. Walker et B. Zajdlik. 1997. *Lambton Industrial Society 1994/1995 St. Clair River Sediment Program Defining Spatial Extent and Environmental Conditions.* Préparé pour la Lambton Industrial Society par Pollutech Enviroquatics Limited, Point Edward (Ont.).

Munawar, M., I. F. Munawar, P. Ross et R. Dermott. 1992. Exploring aquatic ecosystem health: A multi-trophic and an ecosystemic approach, *J. Aquatic. Ecosys. Health, 1:*237-252.

Norberg-King, T.J. 1993. *A linear interpolation method for sublethal toxicity: The inhibition concentration (ICp) approach (Version 2.0).* Rapport technique 03-93 du National Effluent Toxicity Assessment Center, juillet 1993. USEPA, Environ.Res. Lab.-Duluth, Duluth (Minn.).

Porebski, L. M. , K. G. Doe, B. A. Zajdlik, D. Lee, P. Pocklington, G. Atkinson et J. Osborne. 1998. *Interpretive guidance for bioassays using pollution gradient studies – Belledune, New Brunswick.* Rapport technique EPS WM-20, Environnement Canada, Division du milieu marin, Ottawa (Ont.).

Porebski, L. M., K. G. Doe, B. A. Zajdlik, D. Lee, P. Pocklington et J. Osborne. 1999. Evaluating techniques for a tiered testing approach to dredged sediment assessment – A study over a metal concentration gradient, *Env. Tox. Chem., 18:*2600-2610.

Schiewe, M.H., E.G. Hawk, D.I. Actor et M.M. Krahn. 1985. Use of bacterial bioluminescence assay to assess toxicity of contaminated marine sediments, *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:*1244-1248.

Shannon, C.E. et W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication.* The University of Illinois Press, Urbana (Ill.).

Sigg, L. 1987. Surface chemical aspects of the distribution and fate of metal ions in lakes, p. 319-349. Dans : *Aquatic surface chemistry: Chemical processes at the particle-water interface*, Stumm, W. (éd.) , John Wiley and Sons, New York, (NY).

Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity, *Nature, 163:*688.

Stebbing, A. R. D., V. Dethlefsen et M. Carr. 1992. Biological effects of contaminants in the North Sea. Results of the ICES/IOC Bremerhaven Workshop, Marine Ecology Progress Series, Volume 91.

Stephan, C.E. 1977. Methods for calculating an LC50, p. 65-84. Dans : *Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation*, ASTM STP 634, Mayer, F.L. et J.L. Hamelink (éd.), American Society for Testing and Materials, Philadelphie (Pa.).

Swartz, R.C., 1999. Consensus sediment quality guidelines for polyaromatic hydrocarbon mixtures, *SETAC, 18:*780-787.

Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations

in natural populations, *Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 42*:569-587.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1991. Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal Testing Manual, EPA 503/8-91/001, février 1991, USEPA, Washington (DC).

———. 1992. *An SAB Report: Review of Sediment Criteria Development Methodology for Non-Ionic Organics,* Sediment Quality Subcommittee of the Ecological Processes and Effects Committee, EPA-SAB-EPEC-93-002, USEPA, Washington (DC).

———. 1993. *Guidance manual bedded sediment bioaccumulation tests.* Rapport EPA/600/R-93/183, septembre 1993, USEPA, Washington (DC).

———. 1999. *Methods for the derivation of site-specific equilibrium partitioning sediment guidelines (ESGs) for the protection of benthic organisms,* USEPA Washington (DC) (Sous presse)

USEPA/USACE (United States Environmental Protection Agency/United States Army Corps of Engineers). 1998. *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S.—testing manual,* EPA 823-B-98-004, février 1998.

Wilhm, J.L. 1970. Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations, *J. Wat. Pollut. Control Fed., 42*:221-224.

Annexe A

Données de terrain

Tableau A-1 Coordonnées des points d'échantillonnage

Numéro du site d'échantillonnage	Coordonnées des points d'échantillonnage privilégiés (1996)	Coordonnées Garman 75[MD] des points d'échantillonnage	Coordonnées Trimble[MD] des points d'échantillonnage
1	46 ° 09' 09,5" 60 ° 13' 28,0"	46 ° 09' 09,7" 60 ° 12' 26,8"	46 ° 09' 09,1" 60 ° 12' 27,1"
5	46 ° 10' 12,1" 60 ° 12' 18,8"	46 ° 10' 10,3" 60 ° 12' 13,8"	46 ° 10' 12,5" 60 ° 12' 14,6"
6	46 ° 10' 32,2" 60 ° 12' 26,5"	46 ° 10' 31,1" 60 ° 11' 26,2"	46 ° 10' 34,0" 60 ° 12' 25,0"
9	46° 12' 24,0" 60° 13' 14,4"	46 ° 12' 25,9" 60 ° 13' 15,2"	46 ° 12' 25,8" 60 ° 13' 17,3"
12	46 ° 15' 07,0" 60 ° 10' 23,5"	46 ° 15' 03,6" 60 ° 10' 30,3"	46 ° 15' 03,8" 60 ° 10' 30,0"
Site de référence du port de St. Ann	Précédemment inutilisé	46 ° 15' 21,0" 60 ° 33' 35,6"	46 ° 15' 22,6" 60 ° 33' 40,1"

Pour les coordonnées des points d'échantillonnage, on a utilisé le North American Datum (1983). La colonne «Coordonnées des points d'échantillonnage privilégiés» indique les coordonnées mentionnées dans la première étude d'examen préalable des sites réalisée à l'automne de 1996.

Tableau A-2 Données de terrain

Numéro du projet S970602

Endroit Port de Sydney

Numéro de l'échantillon Station 1

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date : 11 juillet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure : 10 h 45

Position

Échantillon nord 46 ° 09' 09,5"

Échantillon ouest 60 ° 13' 28,0"

Temps Ensoleillé, brise d'ouest 5 - 10 km

Garman **SPG nord** 46 ° 09' 09,7"

SPG ouest 60 ° 12' 26,8"

Marée Descendant e

Trimble **Bateau nord** 46 ° 09' 09,1"

Bateau ouest 60 ° 12' 27,1"

Personnel présent SD, EG, LP, PT, AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	Unités	Profondeur (m) Surface	3	6	9	12	Fond 14,3
Température	°C	13,8	12,2	11,1	8,7	8,3	7,4
Conductivité	µS/cm	39,8	39,7	40,6	40,9	40,9	41,5
Salinité	%	25,2	25,5	25,5	26,5	26,5	26,6
PH		7,96	8,00	7,98	7,94	7,91	7,85
Oxygène dissous	mg/L	8,85	9,66	9,4	9,69	9,42	9,63
POR	mv	381	380	379	380	381	382

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	7	
POR	mV	-7	
PH		7,1	

Description du sédiment : Vase noire anoxique et épaisse, contenant du gravier et du bois

Odeur Odeur métallique

Invertébrés benthiques Quelques invertébrés visibles

Autres observations

Numéro du projet S970602

Endroit Port de Sydney

Numéro de l'échantillon Station 5

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date : 11 juillet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure : 08 h 30

Position

Échantillon nord 46 ° 10' 12,1"

Échantillon ouest 60 ° 12' 18,8"

Temps Ensoleillé, légère brise du sud

Garman **SPG nord** 46 ° 10' 10,3"

SPG ouest 60 ° 12' 13,8"

Marée Descendante

Trimble **Bateau nord** 46 ° 10' 12,5"

Bateau ouest 60 ° 12' 14,6"

Personnel présent SD, EG, LP, PT

AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	**Unités**	**Profondeur (m)** Surface	3	6	9	12	Fond 16,8
Température	°C	13,7	12,5	10,1	9,0	8,5	7,9
Conductivité	µS/cm	39,5	39,8	40,5	41,1	41,1	41,3
Salinité	%	25,5	25,4	25,9	26,3	26,3	26,5
pH		7,91	7,93	7,92	7,91	7,88	7,85
Oxygène dissous	mg/L	9,19	9,38	9,56	9,5	9,35	9,11
POR	mv	368	367	367	368	369	368

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	8	
POR	mV	9	
pH		7,4	

Description du sédiment : Vase noire anoxique, mince (2mm) couche de sédiment brun oxique très homogène, un peu de gravier

Odeur : Odeur de H_2S et d'étain

Invertébrés benthiques : Quelques polychètes visibles

Autres observations :

Numéro du projet S970602

Endroit Port de Sydney

Numéro de l'échantillon Station 6

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date : 10 juilllet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure : 17 h 40

Position

Échantillon nord 46 ° 10' 32,2"

Échantillon ouest 60 ° 12' 26,5"

Temps Couvert, brumeux

Garman **SPG nord** 46 ° 10' 31,1"

SPG ouest 60 ° 11' 26,2"

Marée Descendante

Trimble **Bateau nord**

Bateau ouest

Personnel présent SD, EG, LP, PT

AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	**Unités**	**Profondeur (m)** Surface	3	6	9	12	Fond 18
Température	°C	12,9	12,8	10,2	9,4	8,2	6,9
Conductivité	µS/cm	39,7	39,4	40,6	40,6	41,1	41,9
Salinité	%	25,1	25,2	26,1	26,2	26,4	26,8
pH		8,02	8,02	7,98	7,99	7,94	7,89
Oxygène dissous	mg/L	9,84	9,35	9,35	9,55	9,18	9
POR	mv	333	338	347	349	353	345

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	5	
POR	mV	-5	
pH		7,15	

Description du sédiment : Vase noire à base de sable et de gravillon

Odeur Légère odeur de H_2S

Invertébrés benthiques Polychètes

Autres observations

Numéro du projet S970602

Endroit Port de Sydney

Numéro de l'échantillon Station 9

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date : 10 juillet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure : 14 h 30

Position

Échantillon nord 46 ° 12' 24,0"

Échantillon ouest 60 ° 13' 14,4"

Temps Couvert, bourrasques de pluie

Garman **SPG nord** 46 ° 12' 25,9"

SPG ouest 60 ° 13' 15,2"

Marée Haute

Trimble **Bateau nord**

Bateau ouest

Personnel présent SD, EG, LP, PT

AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	**Unités**	**Profondeur (m)**					
		Surface	3	6	9	12	Fond 10,5
Température	°C	15,8	14,9	12,7	10,9		10,6
Conductivité	µS/cm	38,2	39,5	39,8	40,3		41,2
Salinité	%	24,9	24,7	26	26,4		26,4
pH		8,04	8,04	8,02	8,00		7,99
Oxygène dissous	mg/L	9,11	8,88	9,22	9,48		9,75
POR	mv	334	340	348	352		355

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	10	
POR	mV	-28	
pH		7,5	

Description du sédiment : Vase noire épaisse contenant du sable

Odeur Odeur de H_2S

Invertébrés benthiques

Autres observations

Numéro du projet S970602

Endroit Port de Sydney

Numéro de l'échantillon Station 12

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date: 11 juillet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure: 13 h 56

Position

Échantillon nord 46 ° 15' 07,0"

Échantillon ouest 60 ° 10' 23,5"

Temps Ensoleillé, brise de l'ouest

Garman **SPG nord** 46 ° 15' 03,6"

SPG ouest 60 ° 10' 30,3"

Marée Descendante

Trimble **Bateau nord** 46 ° 15' 03,8"

Bateau ouest 60 ° 10' 30,0"

Personnel présent SD, EG, LP, PT

AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	**Unités**	**Profondeur (m)** Surface	3	6	9	12	Fond 16,9
Température	°C	14,6	14,5	14,2	12,5	11,6	9,39
Conductivité	µS/cm	39,9	39,9	40,1	40,7	41,1	41,5
Salinité	%	25,4	25,5	25,6	26,1	26,4	26,7
pH		8,00	8,02	8,00	8,00	7,99	7,98
Oxygène dissous	mg/L	9,28	9,02	8,92	9,17	9,22	9,6
POR	mv	370	370	370	372	373	374

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	9,00	
POR	mV	-18	
pH		7,60	

Description du sédiment : Sable de grain fin à moyen, brun

Odeur Aucune

Invertébrés benthiques Grande variété de polychètes

Autres observations

Numéro du projet S970602

Endroit Baie de St. Ann

Numéro de l'échantillon Référence

Numéro de l'échantillon répété A

Identificateur de l'échantillon Voir numéro aléatoire

Date : 12 juillet 1997

Milieu de l'échantillon Sédiment marin

Heure : 10 h 30

Position

Échantillon nord

Échantillon ouest

Temps Ensoleillé, vent d'ouest 10 - 15 km

Garman **SPG nord** 46 ° 15' 21,0"

SPG ouest 60 ° 33' 35,6"

Marée Descendante

Trimble **Bateau nord**

Bateau ouest

Personnel présent SD, EG, LP, PT

AM, JS, FP

Qualité de l'eau

Paramètre	**Unités**	**Profondeur (m)** Surface	3	6	9	12	Fond 15,0
Température	°C	14,2	14,0	13,5	10,0	9,3	9,1
Conductivité	µS/cm	37,9	39,2	38,4	39,2	39,4	39,6
Salinité	%	24,5	25	24,9	25,1	25,4	25,6
pH		7,92	7,94	7,95	7,94	7,93	7,92
Oxygène dissous	mg/L	9,09	9,25	9,33	9,96	10,13	10,03
POR	mv	394	392	391	392	393	398

Qualité du sédiment

Paramètre			
Température	°C	7	
POR	mV	-22	
pH		7,46	

Description du sédiment : Mélange de limon et d'argile lisse, noir et gris

Odeur Aucune

Invertébrés benthiques Quelques polychètes

Autres observations

Tableau A-3 Nombre d'échantillons à l'insu

Station	Polychètes	Bioaccumulation	Échantillon répété 1	Échantillon répété 2	Échantillon répété 3	Échantillon répété 4	Échantillon répété 5
Numéro		Eau interstitielle,		métaux, HAP/BPC (SED), COT, classe granulométrique			benthos
		(HAP/BPC		ammoniac/sulfures, archives, amphipodes, essai Microtox, échinides, benthos			
		Métaux), SVA					
1	66	46	23	80	75	8	5
5	57	31	34	71	40	65	56
9	92	96	87	2	84	88	70
6	36	9	73	100	11	77	53
Réf. 1 (anc. stn 12)	76	35	6	33	48	94	90
St. Ann	68	72	15	38	24	49	89

Annexe B

Données brutes sur les essais de toxicité et la bioaccumulation

1.3 Résultats des essais biologiques de toxicité pour les amphipodes effectués sur la côte est

Tableau B-1 Résultats de l'essai de 10 jours sur *Amphiporeia virginiana*

NI de l'échantillon	No de l'échantillon	Pourcentage de survie					Pourcentage moyen de survie	É-T
		Rép #1	Rép #2	Rép #3	Rép #4	Rép #5		
19R1- Martinique	97AT001351	90	100	80	80	55	81	16,73
19R2- Martinique	97AT001351	95	70	85	85	90	85	9,35
19R3- Martinique	97AT001351	90	90	75	85	80	84	6,52
2	97AT001321	65	90	85	55	65	72	14,83
6	97AT001322	60	85	85	75	70	75	10,61
11	97AT001323	50	45	55	55	35	48	8,37
15	97AT001324	90	60	70	55	70	69	13,42
23	97AT001325	0	0	5	0	15	4	6,52
24	97AT001326	75	90	85	75	75	80	7,07
33	97AT001327	90	70	75	70	75	76	8,22
34	97AT001328	60	55	60	60	60	59	2,24
38	97AT001329	85	90	70	80	85	82	7,58
40	97AT001330	55	40	30	60	40	45	12,25
48	97AT001331	90	85	90	95	75	87	7,58
71	97AT001332	65	50	65	40	40	52	12,55
73	97AT001333	45	70	60	60	55	58	9,08
75	97AT001334	5	0	0	0	0	1	2,24
80	97AT001335	5	0	0	15	0	4	6,52
84	97AT001336	60	85	85	70	90	78	12,55
87	97AT001337	80	70	65	70	75	72	5,70
100	97AT001338	50	60	50	55	50	53	4,47

Tableau B-2 Résultats de l'essai de 10 jours sur *Rhepoxynius abronius*

NI de l'échantillon	N° de l'échantillon	Pourcentage de survie					Pourcentage moyen de survie	É-T
		Rép #1	Rép #2	Rép #3	Rép #4	Rép #5		
1R1- Whidby	97AT001351	100	100	95	100	100	99	2,24
1R2- Whidby	97AT001351	100	100	100	100	100	100	0,00
1R3- Whidby	97AT001351	100	95	100	100	100	99	2,24
2	97AT001321	90	100	75	75	75	83	11,51
6*	97AT001322	92,5	92,5	95	100	100	96	3,79
11	97AT001323	95	75	70	70	80	78	10,37
15	97AT001324	85	100	100	95	80	92	9,08
23	97AT001325	95	85	95	70	95	88	10,95
24	97AT001326	95	85	85	100	85	90	7,07
33	97AT001327	90	95	90	95	95	93	2,74
34	97AT001328	70	70	70	60	60	66	5,48
38	97AT001329	95	100	100	95	85	95	6,12
40	97AT001330	65	70	80	60	90	73	12,04
48	97AT001331	95	95	100	85	100	95	6,12
71	97AT001332	95	70	80	60	90	79	14,32
73	97AT001333	70	80	75	70	70	73	4,47
75	97AT001334	100	80	80	70	90	84	11,40
80	97AT001335	90	95	80	80	85	86	6,52
84	97AT001336	75	70	70	75	65	71	4,18
87	97AT001337	65	95	85	85	95	85	12,25
100	97AT001338	100	90	95	95	90	94	4,18

* Par erreur, 40 animaux par bocal ont été ajoutés à chacun des 5 échantillons répétés.

Tableau B-3 Résultats (survie) de l'essai de bioaccumulation pendant 28 jours sur *Macoma nasuta*

NI de l'échantillon	No de l'échantillon	Poids du tissu total (g)	Pourcentage de survie			Pourcentage moyen de survie/Rép	É-T/ Rép	Pourcentage moyen de survie/ Échantillon
			Rép #1	Rép #2	Rép #3			
INITIAL-1		13,12						
INITIAL-2		14,05						
INITIAL-3		12,14						
9-1	97AT001339	14,80	100	100	100	100,00	0,00	82,23
9-2	97AT001339	14,78	100	66,7	100	88,90	19,23	
9-3	97AT001339	9,69	100	66,7	66,7	77,80	19,23	
9-4	97AT001339	10,46	100	100	66,7	88,90	19,23	
9-5	97AT001339	8,50	66,7	0	100	55,57	50,92	
31-1	97AT001340	12,54	100	100	66,7	88,90	19,23	97,78
31-2	97AT001340	17,20	100	100	100	100,00	0,00	
31-3	97AT001340	15,18	100	100	100	100,00	0,00	
31-4	97AT001340	15,90	100	100	100	100,00	0,00	
31-5	97AT001340	13,96	100	100	100	100,00	0,00	
35-1	97AT001341	7,00	0	66,7	66,7	44,47	38,51	64,45
35-2	97AT001341	9,74	100	0	100	66,67	57,74	
35-3	97AT001341	15,01	100	66,7	100	88,90	19,23	
35-4	97AT001341	3,51	0	0	100	33,33	57,74	
35-5	97AT001341	12,25	100	100	66,7	88,90	19,23	
39-1 Contrôle	97AT001345	12,71	100	100	100	100,00	0,00	88,89
39-2 Contrôle	97AT001345	12,55	100	66,7	100	88,90	19,23	
39-3 Contrôle	97AT001345	13,21	100	66,7	100	88,90	19,23	
39-4 Contrôle	97AT001345	15,64	100	100	100	100,00	0,00	
39-5 Contrôle	97AT001345	10,32	66,7	33,3	100	66,67	33,35	
46-1	97AT001342	11,57	100	100	100	100,00	0,00	85,56
46-2	97AT001342	13,23	100	100	100	100,00	0,00	
46-3	97AT001342	8,90	50	100	100	83,33	28,87	
46-4	97AT001342	7,63	100	100	0	66,67	57,74	
46-5	97AT001342	10,09	100	66,7	66,7	77,80	19,23	
72-1	97AT001343	9,28	100	100	66,7	88,90	19,23	86,67
72-2	97AT001343	9,17	33,3	100	66,7	66,67	33,35	
72-3	97AT001343	11,19	100	66,7	100	88,90	19,23	
72-4	97AT001343	13,98	100	100	100	100,00	0,00	
72-5	97AT001343	12,78	100	66,7	100	88,90	19,23	
96-1	97AT001344	3,14	0	0	66,7	22,23	38,51	28,89
96-2	97AT001344	9,85	33,3	66,7	100	66,67	33,35	
96-3	97AT001344	3,24	0	66,7	0	22,23	38,51	
96-4	97AT001344	4,36	100	0	0	33,33	57,74	
96-5	97AT001344	0	0	0	0	0,00	0,00	

Résultats des essais biologiques de toxicité pour les amphipodes effectués sur la côte ouest

Tableau B-4 Résultats des essais de 10 jours sur *Eohaustorius estuarius* avec des sédiments

12 - 22 août 1997									
			Échantillons répétés						
Traitement			A	B	C	D	E	Moyenne	É-T
#29 – Contrôle - Pachena Bay									
	% de survie		100	100	100	100	100	100	0,0
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#29 – Contrôle - Pachena Bay									
	% de survie		100	100	100	100	100	100	0,0
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#29 – Contrôle - Pachena Bay									
	% de survie		100	100	100	100	100	100	0,0
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
				Moyenne combinée pour la survie du contrôle				*100*	*0,0*
#2	% de survie		100	100	100	95	100	99	2,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#6	% de survie		100	100	95	90	95	96	4,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#11	% de survie		90	90	85	85	95	89	4,2
	% à la surface		0	10	0	0	0	2	4,5
#15	% de survie		100	100	100	100	95	99	2,2
	% à la surface		20	10	10	10	15	13	4,5
#23	% de survie		80	65	60	65	65	67	7,6
	% à la surface		0	5	5	0	5	3	2,7
#24	% de survie		95	90	90	95	100	94	4,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#33	% de survie		100	100	100	95	100	99	2,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#34	% de survie		90	90	100	85	85	90	6,1
	% à la surface		0	0	5	0	0	1	2,2
#38	% de survie		100	100	100	100	85	97	6,7
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#40	% de survie		80	90	85	95	80	86	6,5
	% à la surface		0	0	0	10	10	4	5,5
#48	% de survie		95	100	100	90	100	97	4,5
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#71	% de survie		70	90	70	85	90	81	10,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#73	% de survie		90	90	100	70	65	83	14,8
	% à la surface		0	10	5	0	0	3	4,5
#75	% de survie		75	60	60	75	35	61	16,4
	% à la surface		30	10	10	0	0	10	12,2
#80	% de survie		100	55	45	70	70	68	20,8
	% à la surface		0	0	10	10	0	4	5,5
#84	% de survie		95	90	100	100	95	96	4,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#87	% de survie		85	100	85	100	100	94	8,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#100	% de survie		90	90	75	80	60	79	12,4
	% à la surface		0	0	5	0	0	1	2,2
#80 congelé	% de survie		50	75	45	50	65	57	12,5
	% à la surface		25	20	15	5	10	15	7,9

Tableau B-5 Résultats des essais de 10 jours sur *Eohaustorius washingtonianus* avec des sédiments

29 juil. - 8 août 1997									
					Échantillons repétés				
Traitement			**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**Moyenne**	**É-T**
#14 – Contrôle - Esquimalt Lagoon									
	% de survie		100	95	100	85	95	95	6,1
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#14 – Contrôle - Esquimalt Lagoon									
	% de survie		95	95	100	95	100	97	2,7
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#14 – Contrôle - Esquimalt Lagoon									
	% de survie		100	95	100	100	100	99	2,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
					Moyenne combinée pour la survie du contrôle			*97*	*4,1*
#2	% de survie		95	95	85	85	95	91	5,5
	% à la surface		0	10	0	0	0	2	4,5
[illegible]	% de survie		100	80	85	95	100	92	9,1
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
[illegible]	% de survie		65	35	45	70	85	60	20,0
	% à la surface		0	5	5	5	25	8	9,7
#15	% de survie		85	80	65	80	75	77	7,6
	% à la surface		20	10	10	10	15	13	4,5
#23	% de survie		80	55	50	40	40	53	16,4
	% à la surface		10	10	5	0	0	5	5,0
#24	% de survie		75	85	95	95	75	85	10,0
	% à la surface		0	10	10	0	5	5	5,0
#33	% de survie		100	85	95	85	100	93	7,6
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#34	% de survie		55	70	80	65	50	64	11,9
	% à la surface		5	10	5	0	0	4	4,2
#38	% de survie		75	85	85	90	90	85	6,1
	% à la surface		0	0	0	0	15	3	6,7
#40	% de survie		45	65	65	65	55	59	8,9
	% à la surface		0	15	5	5	0	5	6,1
#48	% de survie		100	95	100	100	100	99	2,2
	% à la surface		0	0	0	0	0	0	0,0
#71	% de survie		65	70	75	85	75	74	7,4
	% à la surface		5	0	5	5	15	6	5,5
#73	% de survie		75	45	75	75	10	56	28,8
	% à la surface		0	0	5	10	0	3	4,5
#75	% de survie		45	50	55	60	60	54	6,5
	% à la surface		5	0	0	5	10	4	4,2
#80**	% de survie		0	55	30	25	70	36	27,2
	% à la surface		0	0	5	0	5	2	2,7
#84	% de survie		95	85	85	95	90	90	5,0
	% à la surface		5	0	10	0	5	4	4,2
#87	% de survie		95	90	75	85	75	84	8,9
	% à la surface		5	5	0	0	0	2	2,7
#100	% de survie		45	45	50	55	70	53	10,4
	% à la surface		0	0	0	0	15	3	6,7
#80 congelé	% de survie		45	25	25	35	35	33	8,4
	% à la surface		0	0	5	0	5	2	2,7
** L'échantillon semblait immobiliser les amphipodes; il a été assez difficile de distinguer les morts des vivants.									

Tableau B-6 Résultats des essais d'inhibition de la fertilisation de *Lytechinus pictus*

N° de l'échantillon	NI de l'échantillon	CI50 (limites de confiance de 95%) (%)	CI25 (limites de confiance de 95%) (%)
97AT001321	2	78,5 (63,7 - 97,1)	52,9 (43,4–65,8)
97AT001322	6	> 100	>100
97AT001323	11	> 100	> 100
97AT001324	15	7,07 (6,01 - 9,56)	3,54 (2,99–4,82)
97AT001325	23	6,04 (5,66 - 6,72)	3,03 (2,83–3,35)
97AT001326	24	35,2 (30,6 - 41,1)	15,1 (8,67–20,5)
97AT001327	33	> 100	> 100
97AT001328	34	> 100	> 100
97AT001329	38	8,97 (7,51 - 10,5)	4,46 (3,67–5,24)
97AT001330	40	57,7 (45,7 - 76,8)	6,96 (5,72–8,75)
97AT001331	48	26,6 (-6,0 - 55,0)	5,09 (4,06–6,44)
97AT001332	71	6,17 (5,70 - 6,67)	3,08 (2,87–3,33)
97AT001333	73	> 100	> 100
97AT001334	75	> 100	> 100
97AT001335	80	> 100	> 100
97AT001336	84	7,36 (7,07 - 7,72)	3,68 (3,55–3,83)
97AT001337	87	40,6 (33,4 - 47,7)	9,82 (7,06–17,4)
97AT001338	100	28,2 (No CL)	7,92 (6,12–10,2)

Résultats des essais biologiques de toxicité pour les oursins effectués sur la côte ouest

Tableau B-7 Essai d'inhibition de la fertilisation des échinides au moyen des gamètes du dollar de sable excentrique

Date : 7 août 1997							
Site	**N° de l'échantillon**	**Pourcentage de fertilisation dans les échantillons répétés à une concentration de 100%**			**Moyenne**	**Pourcentage de fertilisation après la correction d'Abbott**	**É-T**
		A	**B**	**C**			
Contrôle	____	94	97	91	94	100	3,00
2	974418-1	4	4	3	4	4	0,58
6	974418-2	3	0	0	1	1	1,73
11	974418-3	70	75	59	68	72	8,19
15	974418-4	97	93	96	95	100	2,08
23	974418-5	76	84	78	79	84	4,16
24	974418-6	95	97	94	95	101	1,53
33	974418-7	0	2	1	1	1	1,00
34	974418-8	30	41	32	34	37	5,86
38	974418-9	97	94	93	95	100	2,08
Contrôle	____	96	93	92	94	100	2,08
40	974418-10	29	28	23	27	4	3,21
48	974418-11	12	15	9	12	1	3,00
71	974418-12	82	86	89	86	72	3,51
73	974418-13	25	28	24	26	101	2,08
75	974418-14	28	40	31	33	84	6,24
80	974418-15	87	91	80	86	101	5,57
84	974418-16	23	22	25	23	1	1,53
87	974418-17	0	2	1	1	37	1,00
100	974418-18	88	80	74	81	101	7,02
80	974418-26	88	85	88	87	0	1,73
(congelé)							

Résultats des essais biologiques de toxicité pour les polychètes effectués sur la côte est

Tableau B-8 Résultats de l'essai de 14 jours sur *Boccardia proboscidea*

NI de l'échantillon	Numéro de l'échantillon	Poids/ver (mg)	Poids moyen/trait. (mg)	É-T	Survie (%)	Pourcentage moyen de survie/ trait.	É-T
Initial		0,626	0,64	0,0857	S.O.	S.O.	S.O.
		0,558			S.O.	S.O.	S.O.
		0,615			S.O.	S.O.	S.O.
		0,760			S.O.	S.O.	S.O.
4	97AT001353	1,233	1,401	0,231	100	93,75	12,50
Whitty's		1,176			100		
Beach		1,647			75		
		1,546			100		
35	97AT001322	1,826	1,409	0,344	100	87,5	14,43
		0,988			75		
		1,361			100		
		1,460			75		
66	97AT001348	1,319	1,551	0,370	100	100	0
		2,091			100		
		1,301			100		
		1,491			100		
68	97AT001349	1,694	1,583	0,247	100	93,75	12,5
		1,558			100		
		1,251			75		
		1,828			100		
92	97AT001337	1,530	1,557	0,161	100	87,5	14,43
		1,792			75		
		1,441			100		
		1,465			75		

Tableau B-9 Résultats de l'essai de 14 jours sur *Polydora cornuta*

NI de l'échantillon	Numéro de l'échantillon	Poids/ver (mg)	Poids moyen/trait . (mg)	É-T	Survie (%)	Pourcentage moyen de survie/ trait.	É-T
Initial		0,109	0,14	0,104	S.O.	S.O.	S.O.
		0,088			S.O.	S.O.	S.O.
		0,09			S.O.	S.O.	S.O.
		0,326			S.O.	S.O.	S.O.
		0,088			S.O.	S.O.	S.O.
6	97AT001322	0,875	0,952	0,336	80	72	30,33
		1,541			80		
		0,85			100		
		0,788			80		
		0,705			20		
32	97AT001352	1,9225	2,113	0,829	100	92	10,95
Conrad's		3,1925			80		
Beach		2,63			100		
		1,029			100		
		1,789			80		
36	97AT001346	1,278	0,953	0,194	100	84	16,73
		0,868			80		
		0,857			60		
		0,975			80		
		0,788			100		
57	97AT001347	1,299	1,026	0,171	100	96	8,94
		0,922			100		
		1,038			80		
		1,02			100		
		0,849			100		
66	97AT001348	0,41	0,356	0,1	80	80	20
		1,85			60		
		0,42			100		
		0,348			100		
		0,415			60		
68	97AT001349	1,288	2,241	1,609	80	96	8,94
		1,08			100		
		2,339			100		
		1,507			100		
		4,989			100		
92	97AT001337	0,5008	0,466	0,314	100	44	35,78
		0,898			40		
		0,225			40		
		0,243			40		
		S.O.			0		

Analyses des polychètes effectuées sur la côte ouest

Tableau B-10 Essais de 14 jours pour la survie et la croissance de *Boccardia proboscidea*

Période visée par les essais : 7 – 21 août 1997								
Âge des organismes expérimentaux : 20 – 23 jours, prélèvement du 15 au 18 juillet 1997								
		Échantillons répétés					**Moyenne**	**É-T**
Traitement	**Paramètre**	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**		
#4 – Contrôle	% de survie	100	100	100	40	60	80	28
	biomasse tot. 14 j (mg)	3,45	3,77	3,01	0,96	1,91	2,62	1,16
	poids sec/ver (mg)	0,69	0,75	0,60	0,48	0,64	0,63	0,10
	vit. de croissance (mg/j)	0,043	0,047	0,036	0,028	0,039	0,038	0,007
	accélér. de la croissance	7,3	8,0	6,4	5,1	6,8	6,7	1,1
	poids initial (mg/ver)	0,094						
#6 (Station 12)	% de survie	80	60	60	40	20	52	23
	biomasse tot. 14 j (mg)	1,91	2,33	1,38	0,15	0,05	1,16	1,03
	poids sec/ver (mg)	0,48	0,78	0,46	0,08	0,05	0,37	0,31
	vit. de croissance (mg/j)	0,027	0,049	0,026	-0,001	-0,003	0,020	0,022
	accélér. de la croissance	5,1	8,2	4,9	0,8	0,5	3,9	3,2
	poids initial (mg/ver)	0,094						
#66 (Station 1)	% de survie	40	60	60	40	60	52	11
	biomasse tot. 14 j (mg)	2,26	1,02	1,13	2,12	1,26	1,56	0,59
	poids sec/ver (mg)	1,13	0,34	0,38	1,06	0,42	0,67	0,39
	vit. de croissance (mg/j)	0,074	0,018	0,020	0,069	0,023	0,041	0,028
	accélér. de la croissance	12,0	3,6	4,0	11,3	4,5	7,1	4,2
	poids initial (mg/ver)	0,094						
#68 (St. Ann)	% de survie	0	40	60	0	100	40	42
	biomasse tot. 14 j (mg)	s.o.	0,99	1,72	s.o.	2,06	1,59	0,55
	poids sec/ver (mg)	s.o.	0,50	0,57	s.o.	0,41	0,49	0,08
	vit. de croissance (mg/j)	s.o.	0,029	0,034	s.o.	0,023	0,029	0,006
	accélér. de la croissance	s.o.	5,3	6,1	s.o.	4,4	5,2	0,9
	poids initial (mg/ver)	0,094						

Tableau B-11 Essais de 14 jours pour la survie et la croissance de *Polydora cornuta*

Période visée par les essais : 7 – 21 août 1997								
Âge des organismes expérimentaux : 20 jours, prélèvement le 18 juillet 1997								
		Échantillons répétés					**Moyenne**	**É-T**
Traitement	**Paramètre**	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**		
#32 – Contrôle	% de survie	100	100	100	100	100	100	0
	biomasse tot. 14 j (mg)	6,63	13,09	8,30	8,45	5,84	8,46	2,81
	poids sec/ver (mg)	1,33	2,62	1,66	1,69	1,17	1,69	0,56
	vit. de croissance (mg/j)	0,090	0,182	0,114	0,116	0,078	0,116	0,040
	accélér. de la croissance	19,1	37,7	23,9	24,4	16,8	24,4	8,1
	poids initial (mg/ver)	0,069						
#6 (Station 12)	Pourcentage de survie	100	100	100	100	100	100	0
	biomasse tot. 14 j (mg)	4,97	7,01	7,80	7,74	6,15	6,73	1,19
	poids sec/ver (mg)	0,99	1,40	1,56	1,55	1,23	1,35	0,24
	vit. de croissance (mg/j)	0,066	0,095	0,106	0,106	0,083	0,091	0,017
	accélér. de la croissance	14,3	20,2	22,5	22,3	17,7	19,4	3,4
	poids initial (mg/ver)	0,069						
#66 (Station 1)	Pourcentage de survie	40	80	100	60	100	76	26
	biomasse tot. 14 j (mg)	0,11	1,52	1,21	1,42	1,27	1,11	0,57
	poids sec/ver (mg)	0,06	0,38	0,24	0,47	0,25	0,28	0,16
	vit. de croissance (mg/j)	-0,001	0,022	0,012	0,029	0,013	0,015	0,011
	accélér. de la croissance	0,8	5,5	3,5	6,8	3,7	4,0	2,3
	poids initial (mg/ver)	0,069						
#68 (St. Ann)	Pourcentage de survie	100	100	100	80	80	92	11
	biomasse tot. 14 j (mg)	2,87	6,87	4,47	5,53	1,63	4,27	2,08
	poids sec/ver (mg)	0,57	1,37	0,89	1,38	0,41	0,93	0,45
	vit. de croissance (mg/j)	0,036	0,093	0,059	0,094	0,024	0,061	0,032
	accélér. de la croissance	8,3	19,8	12,9	19,9	5,9	13,3	6,5
	poids initial (mg/ver)	0,069						

Résultats pour la photoluminescence des bactéries

Tableau B-12 Résultats pour la photoluminescence des bactéries

Site	Numéro de l'échantillon	CI50, valeur non corrigée pour l'humidité (%)	CI50, valeur corrigée pour l'humidité (%)
2	974418-1	0,151	0,11
6	974418-2	1,07	0,83
11	974418-3	0,0256	0,0083
15	974418-4	0,690	0,23
23	974418-5	0,0230	0,0081
24	974418-6	0,410	0,14
33	974418-7	1,73	1,33
34	974418-8	0,0221	0,0081
38	974418-9	0,462	0,15
40	974418-10	0,0353	0,0140
48	974418-11	2,32	1,80
71	974418-12	0,0349	0,0147
73	974418-13	0,0496	0,0224
75	974418-14	0,0296	0,0107
80	974418-15	0,0255	0,0103
84	974418-16	0,153	0,11
87	974418-17	0,115	0,0828
100	974418-18	0,0291	0,0127
80 (congelé)	974418-26	0,0224	0,0088
HS-6 RÉF	____	0,0278	____

Résultats pour la bioaccumulation dans *Macoma nasuta*

Les concentrations moyennes des métaux sont indiquées dans le tableau 3 Résumé des concentrations tissulaires moyennes de métaux dans *Macoma nasuta* (en μg/g de poids sec)

Tableau B-13 Résumé des concentrations tissulaires de HAP totaux (en ng/g de tissu sec) dans *Macoma nasuta*

Site	Sous-échantillon	Réaction
contrôle	1	118,47
contrôle	2	127,97
contrôle	3	135,72
contrôle	4	109,59
contrôle	5	114,37
1	1	9223,23
1	2	9135,14
1	3	6538,85
1	4	6423,35
1	5	9037,66
5	1	7050,04
5	2	6677,48
5	3	6656,63
5	4	4812,54
5	5	7063,65
6	1	4448,33
6	2	4641,10
6	3	4841,02
6	4	3239,62
6	5	4606,60
9	1	401,91
9	2	288,13
9	3	396,18
9	4	333,96
12	1	194,10
12	2	147,72
12	3	143,26
12	4	283,13
12	5	147,32
Port de St. Ann	1	199,40
Port de St. Ann	2	209,29
Port de St. Ann	3	226,08
Port de St. Ann	4	162,48
Port de St. Ann	5	148,74

Tableau B-14 Résumé des concentrations tissulaires de BPC totaux (en ng/g de tissu sec) dans *Macoma nasuta*

Site	Sous-échantillon	Réaction
contrôle	1	0,48
contrôle	2	0,48
contrôle	3	0,48
contrôle	4	0,48
contrôle	5	0,48
1	1	159,5971619
1	2	133,5544726
1	3	95,96944106
1	4	84,19546897
1	5	134,1281444
5	1	434
5	2	385
5	3	412
5	4	371
5	5	443
6	1	233
6	2	240
6	3	272
6	4	217
6	5	175
9	1	0,48
9	2	0,48
9	3	0,48
9	4	0,48
12	1	19
12	2	17
12	3	15
12	4	0,48
12	5	17
Port de St. Ann	1	0,48
Port de St. Ann	2	0,48
Port de St. Ann	3	0,48
Port de St. Ann	4	0,48
Port de St. Ann	5	0,48

Données brutes sur la communauté de macroinvertébrés benthiques

Tableau B-15 Nombre moyen de taxons chez les macroinvertébrés benthiques

	Station					
Site	1	5	6	9	12	Port de St. Ann
Taxon						
Aricidea suecica	0	0	0.2	0	0.8	0
Capitella capitata	0	0	0	0	0	0.2
Capitellidae	0	0	0	0	1.4	0
Cirratulidae	0	0	0	0.4	0.6	0
Cossura longicirrata	0	0	0	0.4	0	0
Eteone longa	0	0	1	29.4	0.6	0
Euchone incolor	0	0	0	0	0.4	0
Exogone hebes	0	0	0.2	0	0.2	0
Harmothoe imbricata	0.2	0	0	0.8	0	0
Neoleanira tetragona	0	0	0	0	0.2	0
Nephtys ciliata	8.6	21.6	13.2	21.4	10.4	21.8
Ninoe nigripes	0	0.2	0.8	39.2	14	0.2
Pherusa plumosa	0	0	0.2	2	0.2	0
Pholoe minuta	0	0	0	0.4	1.4	0.2
Phyllodoce mucosa	0	0	0	1.4	0.2	0
Polydora quadrilobata	1.6	44.8	113	2522.4	213	0
Prionospio steenstrupi	0	0	0	0	0.6	0
Sabellidae	0	0	0	1.6	0.6	0
Scoloplos armiger	0	0	0	0	0	0
Spiophanes bombyx	0	0	0	0	11.6	0
Tharyx marioni	0	0	0	0	0	0
Oligochètes marins	0	2	0	0	0.6	0
CRUSTACÉS	0	0	0.2	0	0	0
Anonyx sarsi	0	0	0	5.2	0	0.2
Chiridotea tuftsi	0	0	0	2.2	1.2	0
Copépodes	0	0	0	0	0.4	0
Diastylis polita	0	0.2	0	80.6	7.2	0
Edotea triloba	0	0	0	25.4	0.4	0
Eudorallopsis deformis	0	0	0.2	19.4	0.6	0
Gammarus sp.	0	0	0	0	0.8	0
Leptochirus pinguis	0	0.2	0.4	0	0	0
Orchomenella pinguis	0	0	0	24.8	0	0
Phoxocephalus holbolli	0	0	0	0	0.2	0
Stenothoe minuta	0	0	0	106	0.4	0
Cylichna gouldi	0	0	0	0.4	0	0.4
Cerastoderma pinulatum	0	0	0	2	0	0
Ilynassa trivittatus	0	0	0	1	12.6	0
Macoma balthica	0	0	0	0.2	0.4	0.2
Macoma tenta	0	0	0.2	1.8	4.2	0
Margarites groenlandica	0	0	0	0	0.4	0
Mya truncata	0	0	0	0.8	0	0
Nucula delphinodonta	0	0	0	5.4	13.6	0
Yoldia limatula	0	0	0	2.4	0	0
Edwardsia sp.	0	0.8	0.2	3.8	0.2	0.2
Echinarachnius parma	0	0	0	0	0.2	0
NÉMERTIENS	0.4	1.4	1.6	10	0.2	1
NÉMATODES	0	0	1.2	67.4	67	0
Sagitta elegans	0	0.2	0	0	0	0

Données sur les corrélations des rangs

Tableau C-1 Résumé des corrélations des rangs entre les variables des sédiments, $|r| \geq 0,90$

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Acénaphtène	Acénaphtylène	0,9803
Acénaphtène	Anthracène	0,9873
Acénaphtène	Benzo(*a*)anthracène	0,9798
Acénaphtène	Benzo(*a*)pyrène	0,9497
Acénaphtène	Benzo(*b*)fluoranthène	0,9434
Acénaphtène	Benzo(*e*)pyrène	0,9619
Acénaphtène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9510
Acénaphtène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9550
Acénaphtène	Cd	0,9464
Acénaphtène	Chrysène	0,9781
Acénaphtène	Cu	0,9307
Acénaphtène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9616
Acénaphtène	Fluoranthène	0,9716
Acénaphtène	Fluorène	0,9882
Acénaphtène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9420
Acénaphtène	Naphtalène	0,9582
Acénaphtène	BPC	0,9513
Acénaphtène	Pb	0,9677
Acénaphtène	Pérylène	0,9529
Acénaphtène	Phénantrène	0,9893
Acénaphtène	Pyrène	0,9531
Acénaphtène	Méthyl-1 naphtalène	0,9942
Acénaphtène	Méthyl-1 phénantrène	0,9781
Acénaphtène	Diméthyl-2,6 naphtalène	0,9936
Acénaphtène	Méthyl-2 naphtalène	0,9922
Acénaphtylène	Anthracène	0,9936
Acénaphtylène	Benzo(*a*)anthracène	0,9911
Acénaphtylène	Benzo(*a*)pyrène	0,9769
Acénaphtylène	Benzo(*b*fluoranthène	0,9725
Acénaphtylène	Benzo(*e*)pyrène	0,9867
Acénaphtylène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9776
Acénaphtylène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9798
Acénaphtylène	Cd	0,9743
Acénaphtylène	Chrysène	0,9918
Acénaphtylène	Cu	0,9487
Acénaphtylène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9855
Acénaphtylène	Fluoranthène	0,9898
Acénaphtylène	Fluorène	0,9897
Acénaphtylène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9713
Acénaphtylène	Naphtalène	0,9816
Acénaphtylène	BPC	0,9745
Acénaphtylène	Pb	0,9647
Acénaphtylène	Pérylène	0,9794
Acénaphtylène	Phénantrène	0,9948
Acénaphtylène	Pyrène	0,9769
Acénaphtylène	Méthyl-1 naphtalène	0,9875

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Acénaphtylène	Méthyl-1 phénantrène	0,9860
Acénaphtylène	Diméthyl-2,6 naphtalène	0,9904
Acénaphtylène	Méthyl-2 naphtalène	0,9906
Anthracène	Benzo(*a*)anthracène	0,9981
Anthracène	Benzo(*a*)pyrène	0,9857
Anthracène	Benzo(*b*)fluoranthène	0,9819
Anthracène	Benzo(*e*)pyrène	0,9927
Anthracène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9859
Anthracène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9869
Anthracène	Cd	0,9563
Anthracène	Chrysène	0,9982
Anthracène	Cu	0,9361
Anthracène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9910
Anthracène	Fluoranthène	0,9960
Anthracène	Fluorène	0,9945
Anthracène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9802
Anthracène	Naphtalène	0,9898
Anthracène	BPC	0,9610
Anthracène	Pb	0,9575
Anthracène	Pérylène	0,9881
Anthracène	Phénantrène	0,9981
Anthracène	Pyrène	0,9856
Anthracène	Méthyl-1 naphtalène	0,9878
Anthracène	Méthyl-1 phénantrène	0,9855
Anthracène	Diméthyl-2,6 naphtalène	0,9913
Anthracène	Méthyl-2 naphtalène	0,9929
As	Cd	0,9074
As	Cu	0,9254
As	Pb	0,9392
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*a*)pyrène	0,9895
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*b*)fluoranthène	0,9864
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*e*)pyrène	0,9948
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9907
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9917
Benzo(*a*)anthracène	Cd	0,9546
Benzo(*a*)anthracène	Cu	0,9390
Benzo(*a*)anthracène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9953
Benzo(*a*)anthracène	Fluoranthène	0,9983
Benzo(*a*)anthracène	Fluorène	0,9944
Benzo(*a*)anthracène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9862
Benzo(*a*)anthracène	Naphtalène	0,9899
Benzo(*a*)anthracène	BPC	0,9536
Benzo(*a*)anthracène	Pb	0,9577
Benzo(*a*)anthracène	Pérylène	0,9918
Benzo(*a*)anthracène	Phénantrène	0,9953
Benzo(*a*)anthracène	Pyrène	0,9878
Benzo(*a*)anthracène	Méthyl-1 naphtalène	0,9800
Benzo(*a*)anthracène	Méthyl-1 phénantrène	0,9856
Benzo(*a*)anthracène	Diméthyl-2,6 naphtalène	0,9849
Benzo(*a*)anthracène	Méthyl-2 naphtalène	0,9857
Benzo(*a*)pyrène	Benzo(*e*)pyrène	0,9977

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Benzo(*a*)pyrène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9974
Benzo(*a*)pyrène	Cd	0,9251
Benzo(*a*)pyrène	Chrysène	0,9915
Benzo(*a*)pyrène	Cu	0,9052
Benzo(*a*)pyrène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9956
Benzo(*a*)pyrène	Fluoranthène	0,9938
Benzo(*a*)pyrène	Fluorène	0,9745

Tableau C-2 Résumé des corrélations des rangs entre les variables de l'eau interstitielle, $|r| \geq 0,90$

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Méthyl-1 naphtalène	Méthyl-1 phénantrène	-0,9337
Méthyl-1 naphtalène	Méthyl-2 naphtalène	0,9860
Méthyl-1 naphtalène	Fluorène	0,9643
Méthyl-1 naphtalène	BPC	0,9373
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	Acénaphtylène	0,9919
Diméthyl-2,6 naphtalène	Acénaphtène	0,9664
Diméthyl-2,6 naphtalène	Salinité	-0,9052
Méthyl-2 naphtalène	Anthracène	0,9453
Méthyl-2 naphtalène	Fluorène	0,9948
Méthyl-2 naphtalène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9008
Méthyl-2 naphtalène	Phénantrène	0,9544
Acénaphtène	Salinité	-0,9353
Acénaphtylène	BPC	0,9330
Anthracène	Benzo(*a*)anthracène	0,9358
Anthracène	Benzo(*a*)pyrène	0,9583
Anthracène	Benzo(*b*)fluoranthène	0,9642
Anthracène	Benzo(*e*)pyrène	0,9621
Anthracène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9766
Anthracène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9413
Anthracène	Chrysène	0,9667
Anthracène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9391
Anthracène	Fluoranthène	0,9241
Anthracène	Fluorène	0,9686
Anthracène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9755
Anthracène	Phénantrène	0,9943
Anthracène	Pyrène	0,9408
Anthracène	Eh	-0,9110
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*a*)pyrène	0,9897
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*b*)fluoranthène	0,9877
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*e*)pyrène	0,9833
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9822
Benzo(*a*)anthracène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9944
Benzo(*a*)anthracène	Chrysène	0,9904
Benzo(*a*)anthracène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9976
Benzo(*a*)anthracène	Fluoranthène	0,9988
Benzo(*a*)anthracène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9820
Benzo(*a*)anthracène	BPC	0,9117
Benzo(*a*)anthracène	Pérylène	0,9700
Benzo(*a*)anthracène	Phénantrène	0,9493
Benzo(*a*)anthracène	Pyrène	0,9947
Benzo(*a*)pyrène	Benzo(*e*)pyrène	0,9985
Benzo(*a*)pyrène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9959
Benzo(*a*)pyrène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9978
Benzo(*a*)pyrène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9952

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Benzo(*a*)pyrène	Fluoranthène	0,9867
Benzo(*a*)pyrène	Fluorène	0,9195
Benzo(*a*)pyrène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9975
Benzo(*a*)pyrène	BPC	0,9831
Benzo(*a*)pyrène	Pérylène	0,9569
Benzo(*a*)pyrène	Phénantrène	0,9683
Benzo(*a*)pyrène	Pyrène	0,9977
Benzo(*b*)fluoranthène	Benzo(*e*)pyrène	0,9989
Benzo(*b*)fluoranthène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9974
Benzo(*b*)fluoranthène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9962
Benzo(*b*)fluoranthène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9933
Benzo(*b*)fluoranthène	Fluoranthène	0,9842
Benzo(*b*)fluoranthène	Fluorène	0,9255
Benzo(*b*)fluoranthène	Hg	0,9940
Benzo(*b*)fluoranthène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9988
Benzo(*b*)fluoranthène	BPC	0,9941
Benzo(*b*)fluoranthène	Pérylène	0,9509
Benzo(*b*)fluoranthène	Phénantrène	0,9731
Benzo(*b*)fluoranthène	Pyrène	0,9960
Benzo(*e*)pyrène	Benzo(*g,h,i*)pérylène	0,9978
Benzo(*e*)pyrène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9949
Benzo(*e*)pyrène	Chrysène	0,9981
Benzo(*e*)pyrène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9906
Benzo(*e*)pyrène	Fluoranthène	0,9812
Benzo(*e*)pyrène	Fluorène	0,9152
Benzo(*e*)pyrène	Hg	0,9816
Benzo(*e*)pyrène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9979
Benzo(*e*)pyrène	Pérylène	0,9492
Benzo(*e*)pyrène	Phénantrène	0,9685
Benzo(*e*)pyrène	Pyrène	0,9934
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Benzo(*k*)fluoranthène	0,9904
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Chrysène	0,9981
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9876
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Fluoranthène	0,9785
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Fluorène	0,9285
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Hg	0,9603
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9989
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Pérylène	0,9384
Benzo(*g,h,i*)pérylène	Phénantrène	0,9794
Benzo(g,h,i)pérylène	Pyrène	0,9888
Benzo(*k*)fluoranthène	Chrysène	0,9962
Benzo(*k*)fluoranthène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9989
Benzo(*k*)fluoranthène	Fluoranthène	0,9938
Benzo(*k*)fluoranthène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9912
Benzo(*k*)fluoranthène	BPC	0,9474
Benzo(*k*)fluoranthène	Pérylène	0,9724
Benzo(*k*)fluoranthène	Phénantrène	0,9525
Chrysène	Dibenzo(*a,h*)anthracène	0,9945
Chrysène	Fluoranthène	0,9870
Chrysène	Fluorène	0,9242
Chrysène	Hg	0,9929
Chrysène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9986
Chrysène	BPC	0,9893
Chrysène	Pérylène	0,9518
Chrysène	Phénantrène	0,9744
Chrysène	Pyrène	0,9958
Cr	Zn	0,9899
Cr	pH	-0,9837

Variable 1	Variable 2	Corrélation des rangs
Dibenzo(*a,h*)anthracène	Fluoranthène	0,9970
Dibenzo(*a,h*)anthracène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9878
Dibenzo(*a,h*)anthracène	BPC	0,9305
Dibenzo(*a,h*)anthracène	Pérylène	0,9765
Dibenzo(*a,h*)anthracène	Phénantrène	0,9498
Dibenzo(*a,h*)anthracène	Pyrène	0,9987
Fluoranthène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9770
Fluoranthène	Pérylène	0,9765
Fluoranthène	Phénantrène	0,9366
Fluoranthène	Pyrène	0,9931
Fluorène	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9381
Fluorène	Phénantrène	0,9763
Fluorène	Pyrène	0,9024
Hg	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,9702
Hg	Naphtalène	0,9504
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Pérylène	0,9375
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Phénantrène	0,9817
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Pyrène	0,9908
BPC	Pyrène	0,9455
BPC	Eh	-0,9187
Pérylène	Pyrène	0,9712
Phénantrène	Pyrène	0,9541
Zn	pH	-0,9530
Ammoniac,p	Sulfures	-0,9142

Les procédés d'impression utilisés dans la production du présent document sont conformes aux normes de performance environnementale établies par le gouvernement du Canada dans le document intitulé *La directive nationale concernant les services de lithographie*. Ces normes servent à garantir l'intégrité environnementale des procédés d'impression grâce à la réduction des rejets toxiques dans l'environnement, à la réduction des apports d'eaux usées, à la réduction de la quantité de matières envoyées dans les décharges et à la mise en œuvre de procédures de préservation des ressources.

Le papier utilisé à l'intérieur de ce document est conforme à *La ligne directrice nationale du Canada sur le papier d'impression et le papier à écrire* ou à *La ligne directrice sur le papier d'impression mécanique non couché* (ou aux deux). Ces lignes directrices servent à établir des normes de performance environnementale pour l'efficience dans l'utilisation des fibres, la demande chimique en oxygène, la consommation d'énergie, le potentiel de réchauffement de la planète, le potentiel d'acidification et les déchets solides.

Les procédés d'impression et le papier utilisé à l'intérieur de ce document sont dûment certifiés conformément au seul programme d'éco-étiquetage du Canada – le **programme Choix environnemental**[M] (PCE). Le symbole officiel de certification du programme – l'**Éco-Logo**[M] – évoque trois colombes stylisées entrelacées pour former une feuille d'érable représentant les consommateurs, l'industrie et le gouvernement œuvrant ensemble pour améliorer l'environnement du Canada.

Pour plus d'informations sur le **programme Choix environnemental**[M], veuillez visiter le site Web à l'adresse **www.environmentalchoice.com** ou téléphonez le responsable du programme au (613) 247-1900.

La Section de la mise en valeur de la technologie d'Environnement Canada est fière d'appuyer la norme de performance touchant l'environnement et la qualité et l'emploi de papier certifié dans le cadre du **programme Choix environnemental**[M] et de produits et de procédés respectueux de l'environnement, depuis l'élaboration jusqu'à la distribution de produits d'information. Pour obtenir un exemplaire du catalogue *Environnement Canada : Publications et sites Internet choisis*, veuillez communiquer avec nous, sans frais, en composant le 1 800 734-3232 ou (819) 953-5750; par télécopieur au (819) 994-5629 ou par courriel à l'adresse **epspubs@ec.gc.ca**. Pour plus de renseignements sur Environnement Canada, veuillez visiter le site Web du Ministère à **www.ec.gc.ca**.